

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC

MÉMOIRE PRÉSENTÉ À  
L'UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À TROIS-RIVIÈRES

COMME EXIGENCE PARTIELLE  
DE LA MAÎTRISE EN SCIENCES DE L'ENVIRONNEMENT

PAR  
MARLIES HÄHNI

CARACTÉRISATION DE LA CONTAMINATION DES BERGES DES  
RIVIÈRES SAINT-FRANÇOIS ET MASSAWIPPI PAR DES  
HYDROCARBURES PÉTROLIERS ET MÉTAUX LOURDS  
(SUD DU QUÉBEC, CANADA)

AVRIL 2009

Université du Québec à Trois-Rivières

Service de la bibliothèque

Avertissement

L'auteur de ce mémoire ou de cette thèse a autorisé l'Université du Québec à Trois-Rivières à diffuser, à des fins non lucratives, une copie de son mémoire ou de sa thèse.

Cette diffusion n'entraîne pas une renonciation de la part de l'auteur à ses droits de propriété intellectuelle, incluant le droit d'auteur, sur ce mémoire ou cette thèse. Notamment, la reproduction ou la publication de la totalité ou d'une partie importante de ce mémoire ou de cette thèse requiert son autorisation.

## REMERCIEMENTS

L'écriture de ce mémoire vient conclure un travail de maîtrise qui a duré deux années. Je tiens à remercier les personnes et les organismes qui ont rendu ce mémoire possible.

Je remercie en premier lieu ma directrice de maîtrise, la professeure Mme Diane Saint-Laurent, de la section Géographie à l'Université du Québec à Trois-Rivières. Mme Saint-Laurent m'a donné la chance de travailler avec elle, et me permettre ainsi de réaliser un projet adapté à mes intérêts. Elle a été une directrice à l'écoute et toujours disponible. Merci de m'avoir accordé votre confiance et partagé vos connaissances.

Merci également au professeur M. Camille Chapados, du département de Chimie-Biologie, et au professeur M. Stéphane Campeau, de la section de Géographie, de l'Université du Québec à Trois-Rivières. Merci d'avoir accepté de former mon comité d'orientation, vos conseils et vos commentaires ont contribué grandement à l'amélioration de mes travaux

Finalement je remercie mes collègues du Laboratoire Interdisciplinaire Appliqué en Géographie Environnementale (LIAGE) pour leur aide sur le terrain et leur soutien, tout particulièrement Ariane Drouin et Patricia Duplessis.

## AVANT-PROPOS

Le présent mémoire est rédigé sous forme d'article scientifique. Les règles sont décrites dans les articles 136 et 138 du règlement des études de cycles supérieurs de l'Université du Québec à Trois-Rivières. Conformément à ce règlement, le travail de recherche effectué dans le cadre d'une maîtrise en Sciences de l'environnement, ainsi que les résultats obtenus par ce travail peuvent être présentés sous forme d'articles scientifiques plutôt que sous forme de mémoire traditionnel.

Ce mémoire de maîtrise s'inscrit dans le programme de recherche du Dr. Saint-Laurent qui porte sur la reconstitution chronologique des inondations et paléo-inondations et des changements climatiques et anthropiques sur le versant sud du fleuve Saint-Laurent. Ce projet est financé par le CRSNG (2002-2007).

Comme convenu avec ma directrice de recherche, Mme Diane Saint-Laurent, un article tiré des travaux effectués lors de ma maîtrise sera soumis à la revue scientifique *Environments*. Cet article scientifique figure dans le présent mémoire (chapitre II), en plus de la problématique de recherche, des résultats et des conclusions de mon projet de recherche (chapitre I).

## TABLE DES MATIERES

REMERCIEMENTS .....	II
AVANT-PROPOS .....	III
LISTE DES FIGURES ET TABLEAUX .....	IV
CHAPITRE I - INTRODUCTION GÉNÉRALE .....	1
PROBLÉMATIQUE.....	1
REVUE DE LITTÉRATURE .....	4
Les hydrocarbures .....	4
Les HAP .....	7
La biodégradation des contaminants.....	8
Les métaux lourds .....	9
RÉSULTATS .....	12
Distribution spatiale des sédiments contaminés.....	12
Concentrations des contaminants – les hydrocarbures.....	13
Les métaux lourds, les HAP et BPC .....	14
Paramètres physico-chimiques et morphologie de la rivière .....	15
CONCLUSION.....	17
RÉFÉRENCES DE L'INTRODUCTION GÉNÉRALE .....	19
CHAPITRE II.....	27
RÉSUMÉ .....	28
2.1. INTRODUCTION.....	29
2.2 LE BASSIN DE LA RIVIÈRE SAINT-FRANÇOIS ET SECTEURS D'ÉTUDE .....	30
2.3 HISTORIQUE INDUSTRIEL DES SECTEURS D'ÉTUDE .....	32
2.4 MATÉRIEL ET MÉTHODES .....	33
2.4.1 Sélection des sites contaminés .....	33
2.4.2 Échantillonnage et analyse de sols contaminés.....	34
2.5 RÉSULTATS ET DISCUSSION.....	36
2.5.1 Caractérisation physico-chimique des sols .....	36

2.5.2 Distribution spatiale des sols contaminés et concentrations en hydrocarbures .....	37
2.5.3 Concentration en métaux lourds.....	39
2.5.4 Concentration des sols en HAP et BPC .....	39
2.6 CONCLUSION .....	40
RÉFÉRENCES .....	43
REMERCIEMENTS .....	47
ANNEXE A : DIRECTIVES AUX AUTEURS DE LA REVUE <i>ENVIRONNEMENTS</i> .....	58

## LISTE DES FIGURES ET TABLEAUX

### CHAPITRE I

**Figure 1.1** Carte de localisation du bassin versant de la rivière Saint-François.....33

**Figure 1.2** Répartition spatiale des sites d'échantillonnage entre Windsor  
et Richmond .....34

### CHAPITRE II

**Tableau 2.1** Paramètres physico-chimiques des échantillons de sols  
prélevés aux différentes stations.....48

**Tableau 2.2** Concentration des hydrocarbures (C<sub>10</sub>-C<sub>50</sub>) des échantillons de sols  
prélevés aux différentes stations .....49

**Tableau 2.3** Critères génériques pour les sols contaminés  
– Hydrocarbures C<sub>10</sub>-C<sub>50</sub>.....50

**Tableau 2.4** Concentration des métaux lourds, BPC et HAP pour 11 stations  
d'échantillonnage .....51

**Tableau 2.5** Teneurs de fond pour les métaux (Région des Appalaches) et critères  
génériques des sols contaminés .....52

**Figure 2.1** Carte de localisation des stations d'échantillonnage.....53

**Figure 2.2** Sédiments de la berge (rive gauche) de la rivière Massawippi  
(campagne 2006).....54

**Figure 2.3** Carte de localisation des stations d'échantillonnage.....55

**Figure 2.4** Station STE-11 dans le secteur de Windsor (07/09/2006).....56

**Figure 2.5** Station STO-15 dans le secteur de Windsor (05/09/2006).....57

# **CHAPITRE I**

## **INTRODUCTION GÉNÉRALE**

### **PROBLÉMATIQUE**

Au Québec et dans la plupart des pays industrialisés, les rivières et plans d'eau ont constitué des lieux privilégiés pour les activités industrielles. La pression exercée sur la ressource hydrique s'est fait dès le début de l'ère industrielle et l'accroissement de ces activités au cours des décennies à générer souvent de graves problèmes de pollution des cours d'eau. Les industries minières, les pâtes et papiers, l'accroissement des zones urbaines ainsi que plusieurs des activités agricoles sont tous des secteurs d'activités qui ont contribué à divers degrés à la pollution des cours d'eau. Même si dans les années 1970 le ministère de l'Environnement du Québec a mis en place des mesures pour freiner les différentes sources de pollution, il reste que les traces de ce passé industriel sont toujours présentes et que les normes actuelles ne suffisent pas à rayer adéquatement le problème de pollution de nos rivières et nos plans d'eau (St-Laurent, 2006).

Les types de polluants qui se retrouvent dans l'eau des rivières, les berges et les sédiments de fond sont aussi variés que leurs sources. Produits chimiques, engrais, produits pétroliers, rejets urbains, tous détériorent et perturbent l'environnement, parfois sur de très longues périodes. D'ailleurs, la plupart des rivières du Québec sont affectées par de graves problèmes de pollution, surtout celles qui circulent dans des zones industrielles ou dans des secteurs à haute densité agricole. Les rivières affectées tant par les activités urbaines que celles liées aux activités agricoles sont nombreuses au Québec. Le bassin de la rivière Saint-François en est un exemple typique. D'ailleurs, la rivière Saint-François a fait l'objet de divers rapports gouvernementaux sur le suivi et la qualité des eaux (Primeau, 1992 ; Berryman, 1996, 2003, Laliberté et Leclerc, 2000 ; MEF 1996). Ces rapports traitent principalement de la pollution de l'eau et de l'état de la faune aquatique. Cependant, aucune étude n'a abordée jusqu'à ce jour l'état de



contamination des sédiments du lit de la rivière ni des rives, même si la rivière Saint-François circule dans des zones industrielles et à proximité d'anciens sites miniers.

Le présent projet de maîtrise en Sciences de l'environnement traite de la problématique de la contamination des berges des rivières Saint-François et Massawippi, toutes deux localisées dans le centre-sud du Québec et contaminées à divers degrés par des produits pétroliers. La zone à l'étude s'étend de la rivière Saint-François, entre Sherbrooke-Lennoxville et Drummondville, et le cours moyen de la rivière Massawippi, jusqu'à son embouchure à Lennoxville (Figure 1.1).

Les travaux réalisés jusqu'à maintenant ont permis une première délimitation géographique et une caractérisation préliminaire de la contamination dans les berges des rivières Saint-François et Massawippi. Les méthodes utilisées sont la dendrogéochimie et dendrochronologie, l'estimation des taux de sédimentation des berges par datation au plomb 210 et des analyses d'identification des différents contaminants ainsi que des analyses physico-chimiques des sols (texture, C.O.%, pH, concentration de Fe et Al). La contamination aux hydrocarbures  $C_{10}$ - $C_{50}$  s'étend sur plus de cent kilomètres de berges entre Lennoxville et Drummondville (St-Laurent, 2006). Sur la rivière Saint-François, en amont de Lennoxville, on ne retrouve pas de traces de contamination. La contamination remonte plutôt le long des berges de la rivière Massawippi. Les hydrocarbures sont présents jusqu'à l'ancienne mine Eustis, mais aucune trace n'est décelée en amont. C'est donc l'ancien site minier, fermé depuis 1939, qui est considéré comme la source probable de la contamination aux hydrocarbures, possiblement due à des déversements accidentels ou illégaux. La recherche documentaire effectuée nous mène à croire qu'un important déversement de produits pétroliers s'est produit dans les années 1955. Deux articles de journaux de La Tribune<sup>1</sup>, l'un paru en 1955 et l'autre en 1963, parlent de pollution de la rivière Saint-François qui pourrait correspondre avec l'évènement de pollution que nous étudions.

---

<sup>1</sup> La rivière Saint-François, polluée sur une distance de 45 milles, La Tribune, Sherbrooke, 25 octobre 1955. La rivière Saint-François est couverte de grandes mares d'huile - Origine inconnue, La Tribune, Sherbrooke, 17 mai 1963.

Les travaux réalisés antérieurement (Saint-Laurent et St-Laurent, 2004 ; St-Laurent *et al.*, 2003) a permis de délimiter spatialement la contamination des berges des rivières Saint-François et Massawippi. Les traces d'hydrocarbures dans les sédiments peuvent servir de repères chronologiques additionnels à une évaluation des taux de sédimentation. Parallèlement ils serviraient à mieux comprendre la dynamique des inondations dans le bassin de la rivière Saint-François. Étant donné que la contamination des berges aux hydrocarbures remonte aux années 1950-1960, il est difficile de faire une datation précise. Des travaux en dendrogéochimie sont en cours (*cf.* travaux de maîtrise de Patricia Duplessis, UQTR) pour déterminer avec précision ces événements de contamination. Comme cette contamination soulève encore aujourd'hui de nombreuses questions mon projet de recherche vise à fournir des éléments additionnels à la compréhension de ces événements de contamination.

Pour atteindre cet objectif nous allons faire une revue de la littérature concernant les hydrocarbures, les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) et les métaux lourds. Les résultats de nos travaux seront présentés par la suite.

## REVUE DE LITTERATURE

### Les hydrocarbures

Les hydrocarbures sont parmi les substances polluantes les plus répandues et les plus dangereuses pour l'environnement, notamment pour les eaux de surface (Mochalova *et al.*, 2002). De nombreuses recherches ont porté sur ce type de polluants (Christensen *et al.*, 1996; Malawska et Wilkomirski, 2000; Cozzarelli *et al.*, 2001; Dror *et al.*, 2001; Nikanorov et Stradomskaya, 2003) et la contamination des sols et des sédiments par les hydrocarbures demeure toujours un problème majeur. À titre d'exemple, en 1996, la contamination par les hydrocarbures aux États-Unis se chiffrait déjà entre 10 000 et 15 000 nouveaux cas par année (Aelion, 1996). Au Canada, environ 60 % des sites pollués le sont par des produits pétroliers (CCME, 2001). Les hydrocarbures de source naturelle sont présents dans l'environnement sous forme de traces tandis que ceux d'origine anthropique, comme de nombreux autres polluants, se présentent sous des concentrations élevées (Malawska et Wilkomirski, 2000). Les recherches réalisées dans ce domaine se sont particulièrement intéressées à la distribution des contaminants dans les différents matériaux ainsi qu'aux mécanismes de migration des contaminants (Malawska et Wilkomirski, 2000).

Les concentrations élevées d'hydrocarbures dans les sédiments de fond sont typiques des zones périphériques comme les baies, les estuaires et les embouchures des rivières. Les concentrations dépendent souvent d'événements associées aux déversements et aux conditions environnementales (conditions hydrologiques, sédimentologiques et climatiques par exemple) (Nikanorov et Stradomskaya, 2003). Il faut tenir compte de plusieurs facteurs pour caractériser la contamination des eaux douces par les hydrocarbures. À titre d'exemple, les plans d'eau et rivières continentales subissent un impact anthropique bien plus important que les eaux océaniques. De plus la diversité des polluants dont les hydrocarbures est bien plus grande.

Lorsque le processus d'absorption des hydrocarbures par les sédiments survient, le polluant subit des transformations chimiques avec une augmentation de la part des goudrons et asphaltes, résistants à la dégradation, et des HAP, reconnus pour leur haute toxicité et leurs propriétés cancérigènes. De plus, la production biologique qui varie

grandement selon le statut trophique du milieu influence l'interprétation de l'état des hydrocarbures dans les sédiments. Finalement, le rôle spécifique des cours d'eau ainsi que la profondeur sont importants puisqu'ils influencent la quantité d'hydrocarbures qui va se déposer ainsi que les transformations subies dans la colonne d'eau.

La capacité à prédire le comportement des polluants est importante pour la gestion des risques (Aelion, 1996). Les dépôts d'hydrocarbures sont nuisibles pour l'environnement puisqu'ils sont souvent très toxiques pour les organismes vivants. Des études écologiques et toxicologiques mettent en évidence des changements fonctionnels dans les communautés benthiques lorsque la contamination dans les sédiments est aussi faible que 0,1-1,0 mg/g (matière sèche). Un taux supérieur à ces quantités cause la mortalité dans les communautés touchées (Nikanorov et Stradomskaya, 2003).

Plusieurs conditions peuvent influencer la déposition des hydrocarbures dans les sédiments des berges et du lit d'une rivière après un événement de pollution : la vitesse du courant (débit), le tracé de la rivière (sinuosité), la configuration des rives (morphométrie) et la composition et les propriétés mêmes des hydrocarbures déversés (Mochalova *et al.*, 2002). Lorsque qu'il y a déversement d'hydrocarbures dans un cours d'eau, jusqu'à 90% du polluant peut être absorbé par les sédiments du lit de la rivière (Nikanorov et Stradomskaya, 2003). Une fois absorbée, les hydrocarbures se détériorent à une vitesse variable suivant les conditions du milieu. Par exemple, les facteurs qui influencent la vitesse de dégradation des contaminants sont les caractéristiques hydrologiques et sédimentologiques de la rivière, la nature des matériaux des rives, les températures *in situ*, la nature des polluants, la concentration de la matière organique, l'acidité du sol (pH), la vitesse de biodégradation définie par l'activité microbienne, etc. Sous certaines conditions hydrodynamiques particulières (présence de vagues, fluctuations du niveau de l'eau, opérations de dragage, etc.), les contaminants, comme les hydrocarbures, accumulés au fond d'un baie peuvent être à nouveau remis en suspension et transportés plus loin, causant ainsi une pollution secondaire (Nikanorov et Stradomskaya, 2003). Une fois absorbée par les sédiments, les hydrocarbures légers (gazoline, diesel, etc.) peuvent migrer et ainsi se répandre à travers les couches

verticales et latérales du sol (Cozzarelli *et al.*, 2001). Cette migration est plus grande en période estivale puisque l'activité microbienne est plus intense. Ceci augmente la concentration des fractions colloïdales (matière organique fragmentée par l'action des microorganismes) dans le sol et favorise la mobilité des hydrocarbures dans les milieux sédimentaires (sols poreux par exemple) (Kim *et al.*, 2003). Mais on reconnaît que les hydrocarbures sont peu mobiles et surtout immiscibles (BRGM, 2001).

Plusieurs facteurs peuvent contribuer à l'absorption des contaminants dans le sol, à commencer par la présence de matière organique. Cette dernière favorise une plus grande rétention d'eau dans les sédiments et contribue de la même façon à la rétention des hydrocarbures et des métaux lourds (Bubb et Lester, 1996; Hayden *et al.*, 1997). La charge électropositive des colloïdes organiques contribue aussi à une plus forte rétention des contaminants dans le sol, dont les métaux lourds (Bliefert et Perraud, 2001). On sait aussi que la concentration des contaminants décroît habituellement des textures fines aux textures grossières (limon argileux, limon, sable loameux, sable fin, etc.) et en fonction de la profondeur (Bubb et Lester, 1996; Nikanorov et Stradomskaya, 2003). Les concentrations de contaminants retrouvés varient aussi dans le temps. Plusieurs phénomènes peuvent affecter les concentrations à commencer par le lessivage des sédiments lors des nombreuses fluctuations de la nappe phréatique et des niveaux d'eau de la rivière (Lee *et al.*, 2001; Ciszewski et Malik, 2004). L'accroissement de l'interface hydrocarbure-eau permet aussi de diminuer les concentrations des polluants puisque l'oxydation biologique se retrouve ainsi intensifiée et que les microorganismes présents peuvent utiliser les hydrocarbures comme nutriments (Mochalova *et al.*, 2002). Le nombre de microorganismes pouvant utiliser les hydrocarbures en tant que nutriments comprend plus de 200 espèces différentes. En somme, lors d'une simulation du transport des hydrocarbures (modélisation) en milieu fluvial, plusieurs paramètres doivent être considérés, tels que l'advection, la diffusion, la dispersion, l'absorption, les différentes réactions chimiques et biologiques ainsi que les échanges d'ions du type d'hydrocarbures déversés (Aelion, 1996), ce qui implique l'utilisation de modèles très complexes.

## Les HAP

Les Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAP) sont des sous-produits découlant de la combustion incomplète de la matière organique (Samanta *et al.*, 2002). Ils viennent de processus naturels comme les éruptions volcaniques ou bien de processus anthropiques qui représentent la principale source de ces polluants. Les concentrations de HAP d'origine naturelle se situent entre 1 et 10 µg de HAP par kilogramme de sol (Wilcke, 2000). Le fluoranthène et le pyrène sont deux des HAP les plus répandus dans l'environnement (Rababah et Matsuzawa, 2002). La mobilité et la persistance des HAP dans l'environnement sont principalement contrôlées par leurs propriétés chimiques. À l'état pur et à température ambiante, les HAP sont des solides souvent colorés et cristallins. La solubilité qui constitue un indicateur de la tendance à être entraîné par les eaux courantes augmente avec la température.

La pollution par les HAP se fait dans l'atmosphère et se situe principalement près des centres urbains. Les principales sources sont le chauffage et les transports. Cependant les sols et l'eau peuvent être affectés par ce type de pollution qui peut provenir d'un déversement d'hydrocarbures ou de pollution industrielle. Même si la majorité des HAP sont émises dans l'atmosphère ce sont les sols et les sédiments le principal point de fuite environnemental (Wilcke, 2000). Ce qui rend la pollution par les HAP si préoccupante est sa toxicité et ses propriétés cancérigènes et mutagènes même à de faibles concentrations. L'homme est exposé aux HAP par les denrées alimentaires et ce polluant peut s'accumuler dans une grande variété d'organismes. De plus, les études indiquent que les HAP sont persistants dans l'environnement puisqu'ils s'adsorbent aux particules minérales et organiques et sont très peu biodégradables.

Les HAP peuvent être lessivés et se retrouver dans les couches profondes du sol, même si généralement ils sont plus fortement adsorbés aux couches superficielles du sol plus riches en matière organique. Aussi, comme les hydrocarbures, la mobilité et le transport des HAP peuvent dépendre de plusieurs facteurs dont la matière organique, les métaux dans le sol et le pH.

## **La biodégradation des contaminants**

Le taux de biodégradation est un facteur important et doit être pris en compte pour tous événements de contamination aux hydrocarbures qui survient dans l'environnement. Encore un fois, c'est l'activité microbienne qui est le processus majeur de cette dégradation. Cette dernière peut survenir de façon naturelle, de manière active ou passive. Lorsque la biodégradation survient de manière active, une action physique ou chimique est utilisée pour stimuler la dégradation sur le site. Un taux de biodégradation se mesure par les changements de masse de trois variables : les hydrocarbures, la consommation d'oxygène et la production de gaz carbonique. Ce taux peut varier selon plusieurs facteurs tels que, la profondeur de la contamination, la concentration des hydrocarbures et la teneur en oxygène, le pH, l'humidité du sol et la population microbienne. Le pH optimal pour la biodégradation se situe entre 7,0 et 7,8 et la température optimale est de 20 à 30°C, alors que l'humidité doit être entre 25 à 90%. Pendant les 25 premiers jours, la biodégradation est peu présente, il s'agit de la période de volatilisation des composés. Pour détruire les contaminants dans le sol, on peut activer la biodégradation par l'ajout d'agents chimiques ou biologiques. Deux produits sont souvent utilisés conjointement à celle des microorganismes présents dans le sol pour augmenter l'efficacité de la dégradation des contaminants, soit l'EPN-5 et le DN-75. Ces produits réussissent à éliminer les contaminants de 88 à 95% (Mochalova *et al.*, 2002).

Pour que les microorganismes présents dans le sol ou les sédiments puissent efficacement utiliser les hydrocarbures comme source de carbone, ceux-ci doivent contenir une certaine quantité d'oxygène. On remarque qu'un plus grand nombre de microorganismes vivent dans les sols sablonneux que dans les sols argileux qui sont plus asphyxiants au niveau de l'oxygène (porosité plus réduite). De plus, le type de bactéries qui vivent dans l'argile ne sont pas des bactéries très actives. Ainsi, dans les sédiments sablonneux, la minéralisation des hydrocarbures peut atteindre 35%, alors que dans les sols argileux elle est estimée à 22%. Pour oxyder les hydrocarbures, les microorganismes utilisent des « accepteurs » d'électrons. Dans les sables et graviers, c'est le fer qui est normalement abondant et utilisé ainsi pour la biodégradation

(Cozzarelli *et al.*, 2001). Mais le fer n'est pas le seul élément utile à la biodégradation, il y a également le manganèse, les nitrates et les sulfates (Lee *et al.*, 2001).

Les hydrocarbures comme les HAP peuvent subir une dégradation biotique ou abiotique. On sait maintenant que la biodégradation est reliée à l'activité microbienne dont les acteurs sont des organismes actifs dans les sols bien aérés, alors que la dégradation abiotique réfère plutôt à des processus physico-chimiques comme la volatilisation, l'hydrolyse et les réactions photochimiques. Le plus important de ces processus demeure la volatilisation qui joue un rôle important dans les pertes des HAP de faibles masses. Ce processus peut varier en efficacité selon l'humidité du sol, le type de HAP concerné ainsi que selon le potentiel redox des sols.

### **Les métaux lourds**

Les métaux lourds (cadmium, plomb, mercure, etc.)<sup>2</sup> sont des métaux qui ont une densité de plus de 5 g/cm<sup>3</sup>. Ils se trouvent dans l'air, l'eau et le sol. Le pétrole, le charbon et le bois contiennent des quantités variables de métaux lourds, ainsi leur combustion peut mener les métaux lourds et/ou leurs composés à se retrouver dans l'air, dans le sol ou dans les eaux de précipitation. Certains métaux comme d'autres éléments (oligo-éléments par exemple) peuvent être essentiels pour des organismes comme les plantes et animaux. Si un métal « non nécessaire » ne dérange pas par son absence, par contre sa présence, même à l'état de trace, peut perturber le cours normal des processus métaboliques. Les métaux lourds sont toxiques à l'exception de très faibles doses qui sont tolérables (Bliefert et Perraud, 2001). Les caractéristiques propres à un métal lourd affectent la toxicité de ce métal ainsi que sa mobilité (Charlatchka et Cambier 2000).

Des études réalisées en Europe et en Amérique du Nord montrent que les teneurs élevées en métaux lourds dans l'environnement ne sont pas dues à l'érosion naturelle du matériel géologique mais à des sources d'émissions anthropogéniques (Vermillion *et al.*, 2005). Les principales sources d'émission anthropogéniques de métaux lourds

---

<sup>2</sup> Certains auteurs dont Baize (1997) préfèrent l'utilisation du terme « élément trace métallique » (ETM) que celui des métaux lourds.



(cadmium, plomb, mercure, etc.) sont les centrales thermiques, les industries comme la sidérurgie, la combustion des déchets, la circulation automobile et les engrais minéraux. La teneur des métaux lourds dans les sols ruraux est moins importante que dans les sols urbains et industriels (Bliefert et Perraud, 2001). Les concentrations en métaux lourds de ces sols se situent respectivement dans un rapport 1 :10 :100. La pollution par les métaux lourds est bien documentée dans les secteurs urbains, industriels et miniers, mais elle l'est moins dans les bassins versants à dominance agricole (Martin, 2004). Le type d'occupation de sol influence donc la teneur en métaux des sols, ainsi que la composition de ceux-ci. Les sols « légers » sableux ont une composition faible en argile et composés humiques. Ils ont ainsi un faible pouvoir d'adsorption des métaux lourds. Pour les sols dits lourds c'est le contraire. Pour ces derniers les composés argileux ont un rôle d'adsorption et de tampon augmentant ainsi la pollution par les métaux lourds. La granulométrie d'un sol peut donc influencer la teneur en métaux. Un sol aux particules plus fines a une capacité de rétention des métaux plus élevée qu'un sol aux particules plus grossières (Walsh *et al.*, 2007).

La solubilité d'un métal intervient largement sur la toxicité réelle de celui-ci dans l'environnement. On retrouve donc des éléments non critiques comme le sodium, certains très toxiques mais rares comme le barium et encore d'autres très toxiques et disponibles comme le plomb et le mercure. En fait, les métaux se trouvent dans le sol sous différentes formes : ions, complexes inorganiques et organiques, en solution ou adsorbés sur des colloïdes organo-argileux (chélates). Il existe des métaux lourds qui peuvent se dissoudre dans l'eau (Pb, Cd, Cr, Cu, Ni, Hg et Zn), mais de nombreux autres forment des composés peu solubles dans l'eau, échappant ainsi au cycle biologique et/ou hydrique. Ainsi d'importantes accumulations de métaux peuvent se retrouver dans les cours d'eau et/ou le long des rives. Les métaux, contrairement aux composés organiques, ne peuvent pas être dégradés biologiquement ou chimiquement, c'est pourquoi ils sont persistants dans l'environnement. En fait, les composés métalliques peuvent être transportés sur de grandes distances et subir des transformations menant parfois à une augmentation de la toxicité ou une immobilisation.

Dans les systèmes aquatiques, les sédiments ont fait l'objet de nombreuses études à cause de leur rôle d'indicateurs du degré de contamination du milieu et ce, parce que les particules sédimentaires ont la capacité de fixer les polluants (Montuelle, 2003). Lorsqu'un sol est contaminé par des métaux lourds, l'autoépuration est quasi impossible. Une fois qu'ils ont pénétré le sol, ils se fixent solidement aux argiles et aux composés humiques et conséquemment ils sont difficilement entraînés par lessivage. Ceci explique les concentrations souvent élevées des métaux lourds dans les sols et les sédiments. En effet, les ions métalliques peuvent se fixer et devenir échangeables avec les charges qui se trouvent à la surface de beaucoup de minéraux (argiles, oxydes métalliques) et composés humiques (Bliefert et Perraud, 2001).

Outre la composition du sol, certaines variables peuvent influencer l'adsorption et la mobilité des métaux dans le sol. Les variations de pH influencent fortement la solubilité des métaux. Les études démontrent qu'une baisse du pH de 6,0 à 4,0 augmente significativement la mobilité du Cd, Zn, Cu et Pb (Charlatchka et Cambier 2000, Duchaufour 2001). Ces changements de pH peuvent être reliés à des cycles saisonniers en lien avec l'activité biologique, qui est plus importante pendant la saison estivale (Bourg *et al.*, 2000). Les inondations et les fluctuations dans le niveau de la nappe phréatique jouent également un rôle important, en influençant l'apport en oxygène dans le sol. Ils créent des conditions de *redox* (oxydo-réduction) qui influencent la minéralisation de la matière organique et encore une fois la mobilité des métaux dans le sol (Van Den Berg *et al.*, 1998).

## RESULTATS

### Distribution spatiale des sédiments contaminés

Les résultats obtenus suite à la campagne d'échantillonnage de 2006 permettent de confirmer la présence de contamination aux hydrocarbures  $C_{10}$ - $C_{50}$  sur plus de 100 km de distance comprenant les deux rives des rivières Saint-François et Massawippi. L'aire d'étude débute à l'ancienne mine Eustis et se termine au barrage de la Chute Hemming à Drummondville. En amont de l'ancienne mine, aucune trace de contamination aux hydrocarbures n'a pas été retracée dans les berges. Après une cartographie préliminaire, la campagne de 2006 a servi à préciser la répartition spatiale de la contamination et à cibler certains secteurs plus problématiques au niveau de la contamination, dont la rivière Massawippi près de la mine Eustis et le secteur de Windsor.

La variabilité spatiale des concentrations de contaminants dans les sédiments est très élevée. Le secteur le plus en amont, soit la rivière Massawippi, renferme les sites d'échantillonnage avec les indices olfactifs et visuels les plus marqués. Le secteur de Lennoxville et Sherbrooke est formé d'un substrat rocheux difficile à échantillonner, et les résultats obtenus indiquent en général de faibles concentrations aux hydrocarbures  $C_{10}$ - $C_{50}$ . Pour le secteur de Windsor, les teneurs en hydrocarbures sont légèrement plus élevées, malgré que les indices visuels et olfactifs sont comparables aux autres secteurs. C'est également près de Windsor que deux profils de sol (STE-11 et STO-15), particulièrement profonds (plus de 1,50 m) ont été sélectionnés pour mesurer la migration horizontale des contaminants (Figure 1.2). Les secteurs en aval de Windsor ont été échantillonnés à des intervalles réguliers (soit  $\approx 5$  km) sur les deux rives, et les concentrations relevées fournissent des variations relativement importantes. En aval, à la hauteur de la plage municipale de Drummondville, les indices de contamination s'atténuent largement (faibles concentrations de moins de 60 mg/kg).

Les concentrations des différents contaminants varient grandement entre les différentes stations, mais varient également entre les rives. En effet, à plusieurs endroits le long de la rivière Saint-François, on remarque des taux de concentrations d'hydrocarbures élevés sur l'une des rives, et des taux plus faibles sur la rive opposée.

(Figure 1.2). Il est difficile à la lumière de nos données actuelles d'expliquer ces variations spatiales.

### **Concentrations des contaminants – les hydrocarbures**

Les principaux contaminants analysés sont les hydrocarbures C<sub>10</sub>-C<sub>50</sub>. En tout, 22 stations ont été sélectionnées et analysées pour leur taux de contamination. Sur celles-ci, neuf dépassent le seuil critique de la classe B. Selon les critères génériques pour les sols contaminés du MDDEP, la limite maximale de la classe A est fixée à 300 mg/kg de matière sèche. La classe A n'entraîne pas de contraintes d'usage, par contre la classe B (de 300 à 700 mg/kg de matière sèche) pose des restrictions quant à la construction de bâtiments résidentiels ou l'utilisation de ces terrains à des fins d'activités récréatives ou de loisirs. De plus, des études de caractérisation doivent être réalisées avant d'effectuer la construction de bâtiments commerciaux sur un sol de la catégorie B.

Les hydrocarbures pétroliers se retrouvent dans les sédiments des berges de la rivière Saint-François et Massawippi sous forme de dépôt de couleur noire dont émane une forte odeur typique. L'épaisseur de cette couche de contamination varie entre les différentes stations. C'est dans le secteur de la mine Eustis que les dépôts sont les plus importants. En effet, l'épaisseur du polluant dépasse 1 mètre et les odeurs sont prononcées. Dans l'ensemble des autres stations, l'épaisseur de la couche de contamination varie entre 5 et 50 cm. À la station STO-9, la plus en aval, la couche contaminée ne dépasse pas 3 cm d'épaisseur.

En raison des indices olfactifs et visuels plus marqués pour les stations de la rivière Massawippi, on pourrait croire que ce sont ces sédiments qui renferment les taux en hydrocarbures les plus élevés. Pourtant les analyses démontrent plutôt le contraire puisque les stations MAS-13, MAS-13-2 et EUS atteignent des valeurs relativement faibles, soit respectivement <60 mg/kg, 87 mg/kg et 380 mg/kg de matière sèche.

Le cas des stations du secteur de Windsor est différent. En effet, les indices de contaminations olfactifs et visuels sont plus faibles que dans les berges de la rivière Massawippi, pourtant on y retrouve les taux de contamination parmi les plus élevés considérant l'ensemble des stations. Sur les neuf stations qui dépassent 300 mg/kg de matière sèche, cinq sont localisées à Windsor ou directement en aval de celle-ci. À la

station STE-11, directement dans la ville de Windsor (voir Figure 1.2), le taux obtenu atteint 660 mg/kg de matière sèche, soit le plus élevé de tous les échantillons, ce qui se rapproche de la limite inférieure de la classe C. Pour les stations STE-11 et STO-15, il a été possible de creuser des profils de sols en profondeur dans la berge. L'échantillon d'hydrocarbures du profil STE-11 a été recueilli à 1,80 m de profondeur et à 3,70 m de la rive. L'échantillon du profil STO-15 a été prélevé à 1,65 m de profondeur et à 4,10 m de la rive. Le taux de contamination de ce dernier site atteint 470 mg/kg de matière sèche. Finalement, les stations avec les taux de concentration en hydrocarbures C<sub>10</sub>-C<sub>50</sub> les plus élevés, après celle de la station STE-11, sont les stations STO-4 (582 mg/kg), ISL-4 (560 mg/kg) et STO-15 (470 mg/kg). Ainsi, les quatre sites les plus pollués aux hydrocarbures se trouvent tous à proximité et en aval de Windsor (Figure 1.2).

Dans les autres secteurs à l'étude, en aval de Richmond, plusieurs cas de contaminations aux hydrocarbures de classe B sont répertoriés. Par contre, les taux de contaminations soit moins élevés que ceux du secteur de Windsor, et ne sont pas regroupés dans un secteur en particulier.

### **Les métaux lourds, les HAP et BPC**

Dans le but d'une description complète de la contamination des sédiments des berges des rivières Saint-François et Massawippi, outre les produits pétroliers, trois autres polluants ont été analysés. Il s'agit des métaux lourds, des hydrocarbures aromatiques polycycliques et des biphényles polychlorés.

Différentes études et rapport gouvernementaux (Berryman, 1996, Painchaud, 2007, Primeau, 1992, 2003, Laliberté et Leclerc, 2000 ; MEF 1996) témoignent de la toxicité de certains cours d'eau de la région (incluant la faune benthique) par la présence de BPC. Ces études ne couvrent pas les analyses en milieu sédimentaire (lit des rivières ou berges). Les échantillons prélevés dans le cadre de notre étude ne révèlent pas de contamination aux BPC notable dans les sédiments des berges des rivières Saint-François et Massawippi. Le résultat pour les HAP par contre s'avère différent. Sur les 11 échantillons testés aux HAP en 2006, neuf stations ont révélé un dépassement du seuil minimal de la classe A qui est fixé à 0,10 mg/kg de matière sèche. La station STE-1, à Windsor, présente la teneur la plus élevée en HAP totale, soit 8,70 mg/kg.

En ce qui concerne les métaux lourds, on trouve des traces des huit métaux lourds testés. Sur l'ensemble de la zone à l'étude, trois échantillons de sols témoignent d'une contamination notable. Encore une fois, c'est dans le secteur de Windsor que la contamination est la plus marquée. Pour le profil STO-15, on obtient un taux en cuivre de 130 mg/kg (classe B) et un taux en zinc de 1500 mg/kg (classe C), soit à une profondeur de 1,65 m. Finalement, un autre échantillon de sol se situe dans la classe B, à la station STO-13, à une profondeur de 50 cm. Cette station est localisée entre Ulverton et Saint-Nicéphore.

### **Paramètres physico-chimiques et morphologie de la rivière**

Pour expliquer la variabilité spatiale des concentrations d'hydrocarbures  $C_{10}$ - $C_{50}$ , plusieurs paramètres physico-chimiques ont été mesurés pour caractériser les sédiments. Chaque échantillon de sol, 45 au total pour la campagne de 2006, a été soumis à des mesures granulométriques, de pH et de carbone organique total (COT). Les analyses granulométriques témoignent d'une très faible variabilité de texture entre les différentes stations. Sur 22 sites échantillonnés, 16 sont classés comme loam sableux. Les paramètres chimiques, soit le pH et le carbone organique total, sont relativement uniformes entre les différents secteurs. Le pH moyen est de 5,05, indiquant des écarts entre 4,22 et 6,50, alors que le carbone organique moyen est de l'ordre de 0,91 %, avec des écarts entre 0,13 et 2,23.

Les paramètres ciblés et analysés qui influencent l'absorption d'un polluant pétrolier par les sédiments (soit les taux de COT et l'acidité des sols) n'apparaît pas comme un facteur explicatif à la variation des différentes teneurs observées dans les stations. Par contre, on remarque à plusieurs occasions une contamination forte sur une rive, et une contamination plus faible sur la rive opposée. La morphologie de la rivière, tout particulièrement la présence d'îles, semble avoir une influence sur la distribution spatiale des contaminants. Les stations STE-11 et ISL-4 sont les deux sites avec les taux de contamination les plus élevés. Comme on peut le voir sur la figure 2.1, ces deux sites sont protégés du courant principal de la rivière par des îles. Il se peut que ce paramètre (vitesse du courant) joue sur la distribution des contaminants. On peut en effet penser

que le ralentissement du courant aux abords des îles a pu influencer le niveau d'absorption, permettant notamment une plus forte accumulation.

## CONCLUSION

Les travaux réalisés dans le cadre de cette étude permettent une évaluation globale de la contamination dans les sédiments des berges des rivières Saint-François et Massawippi. Les hydrocarbures  $C_{10}$ - $C_{50}$  ont comme point de départ le site de l'ancienne mine Eustis et sont facilement repérables sur plus de 100 km. Sur les 22 stations réparties dans l'ensemble de l'aire d'étude, neuf stations dépassent le seuil de la classe B du MDDEP, avec une concentration au-delà de 300 mg/kg de matière sèche. Dans toutes les stations, les sédiments des berges présentent des indices de contamination aux polluants pétroliers. Ces indices visuels et olfactifs, ainsi que les concentrations relevées, fluctuent grandement entre les différentes stations, mais elles témoignent d'une contamination des sédiments évidente entre l'ancienne mine d'Eustis et le barrage de la chute Hemming. Suite à la dernière campagne d'échantillonnage qui a apporté une plus grande précision de la répartition géographique de la contamination, il est possible d'affirmer que les dépôts de contaminants relevés dans les sédiments sont reliés à un même événement de pollution. En effet, l'échantillonnage sur un court laps de temps démontre une seule couche de contamination qui est parallèle à la ligne des eaux. Quoiqu'il en soit, la concentration de cette pollution qui date fort probablement de plusieurs dizaines d'années varie grandement entre les différents secteurs. Cette fluctuation de concentration ne s'explique pas par les paramètres physico-chimiques (pH, texture, etc.) des sols qui habituellement influencent l'absorption de contaminants. En effet, la classe texturale, le pH et le carbone organique total sont relativement similaires sur l'ensemble de l'aire d'étude. La morphologie de la rivière par contre, pourrait influencer l'absorption des polluants par les sédiments. À plusieurs endroits, on remarque des taux de concentrations très différentes entre la rive droite et la rive gauche, malgré les paramètres physico-chimiques des sols similaires. En effet, deux des stations avec le taux de contamination le plus élevés (STE-11 et ILE-4), sont protégées du courant principale de la rivière par des îles. Ainsi le courant et la morphologie de la rivière semblent avoir un rôle important sur l'absorption des contaminants (produit pétrolier) par les sédiments de la berge.

Les analyses de contamination des sédiments aux métaux lourds combinées aux concentrations obtenues pour les hydrocarbures  $C_{10}$ - $C_{50}$  démontrent que la pollution des



sédiments est plus importante dans un secteur en particulier, soit Windsor. Les stations d'échantillonnage localisées dans la ville et en aval de celle-ci révèlent les plus hauts taux de contamination retracés (exemple STE-11 : 660 mg/kg de matière sèche). Dans ce même secteur, plusieurs stations présentent des concentrations de cuivre et de zinc hors norme selon le MDDEP. Dans le cas de la station STO-15, à une profondeur de 1,65 mètre, le taux de zinc atteint 1500 mg/kg et place ces sédiments dans la classe C selon le MDDEP. Finalement, c'est la station STE-1, directement dans la ville de Windsor, que le taux inquiétant de 8,70 mg/kg de HAP est découvert. Ces différents résultats nous permettent d'énoncer que dans le secteur de Windsor, une ou plusieurs sources de pollution plus ponctuelles sont responsables de la mauvaise qualité des sédiments des berges. Il est intéressant de noter, par ailleurs, autant à Windsor que sur l'ensemble de l'aire d'étude, aucun échantillon de sols n'a présenté une contamination aux BPC, malgré la présence de ce polluant dans l'eau selon différents rapports et études (Berryman, 1996, Painchaud, 2007, Primeau, 1992, 2003, Laliberté et Leclerc, 2000 ; MEF 1996).

Dans la perspective de nouveaux travaux, il serait intéressant de vérifier les concentrations des métaux lourds et autres contaminants (hydrocarbures, HAP, etc.) sur les replats des terrasses en retrait des rivières, afin de mieux cerner la contamination spatiale en considérant le transport fluvial et la contamination provenant d'apports atmosphériques. On sait par exemple que le plomb et le cadmium peuvent être transportés sur de longues distances. Cette recherche nous a permis de poser un diagnostic assez précis de la répartition spatiale de la contamination de long des deux rivières à l'étude et ouvre des perspectives intéressantes pour d'autres travaux en contamination des berges considérant les apports fluviaux versus atmosphériques.

## REFERENCES DE L'INTRODUCTION GENERALE

**Aelion, C.M., 1996.** Impact of aquifer sediment grain size on petroleum hydrocarbon distribution and biodegradation. *Journal of Contaminant Hydrology*, **22**, 109-121.

**Baize, D. 1997.** Teneurs totales en éléments traces métalliques dans les sols. Références et stratégies d'interprétation, Programme Aspitet, France, INRA Éditions.

<http://www.sitespollues.ecologie.gouv.fr/Documents/Diagnostic/DOC300ComportementPolluants.pdf>

**Berryman, D., 1996.** Le bassin versant de la rivière Saint-François: contamination de l'eau par les métaux lourds et certaines substances toxiques organiques. Québec, Ministère de l'environnement et de la faune, 28 pp.

**Berryman, D., Primeau, S., Richard, Y. et St-Onge, J., 1996.** Le bassin versant de la rivière Saint-François: État de l'écosystème aquatique et contamination par les substances toxiques. Québec, Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, 47 pp.

**Berryman, D., St-Onge, J., Gendron, A. et Brochu, C., 2003.** L'impact d'anciens parcs à résidus miniers sur la qualité de l'eau et les communautés benthiques de la rivière Massawippi et des ruisseaux Eustis et Capel. Québec, Ministère de l'Environnement, 47 pp.

**Bliefert, C. et Perraud, R., 2001.** Chimie de l'environnement, DeBoeck Université, 369-401, ch. 23 pp. 477.

**Bourg, A.C.M., Kedziorek, M.A.M. et Crouzet, C., 2000.** Seasonal Cycles of Dissolved Cd, Mn and Zn in River Water by Variations in pH Induced by Biological Activity. *Aquatic Geochemistry*, **6**, 461-471.

- BRGM (Bureau des Recherches Géologiques et Minières). 2001.** Guide sur le comportement des polluants dans le sol et les nappes. Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement, Direction de la Prévention et des Risques, France, Éditions BRGM 300.
- Bubb, J.M. et Lester, J.N., 1996.** Factors controlling the accumulation of metals within fluvial systems. *Environmental Monitoring and Assessment*, **41**, 87-105.
- Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME), 2001.** Canadian-Wide Standards for Petroleum Hydrocarbons (PHC) in soil pp. 8.
- Charlatchka, R. et Cambier, P., 2000.** Influence of reducing conditions on solubility of trace metals in contaminated soils. *Water, Air, and Soil Pollution*, **118**, 144, 143-167.
- Christensen, E.R., Li, A., Ab Razak, I.A., Ni, F. et Gin, M.F., 1996.** Polycyclic aromatic hydrocarbons in the sediments of the Milwaukee harbor estuary, Wisconsin, U.S.A. *Water, Air and Soil Pollution*, **101**, 417-434.
- Ciszewski, D. et Malik, I., 2004.** The use of heavy metal concentrations and dendrochronology in the reconstruction of sediment accumulation, Mala Panew River Valley, southern Poland. *Geomorphology*, **58**, 161-174.
- Cozzarelli, I.M., Bekins, B.A., Baedecker, M.J., Aiken, G.R., Eganhouse, R.P. et Tuccillo, M.E., 2001.** Progression of natural attenuation processes at a crude-oil spill site: I. Geochemical evolution of the plume. *Journal of Contaminant Hydrology*, **53**, 369-385.
- Duchaufour, P., 2001.** Introduction à la science du sol. *Sol, végétation et environnement*, 6<sup>e</sup> édition, Dunod, Paris.

- Dror, I., Gerstl, Z. et Yaron, B., 2001.** Temporal changes in kerosene content and composition in field soil as result of leaching. *Journal of Contaminant Hydrology*, **48**, 305-323.
- Hayden, N.J., Voice, T.C. et Wallace, R.B., 1997.** Residual gasoline saturation in unsaturated soil with and without organic matter. *Journal of Contaminant Hydrology*, **25**, 271-281.
- Kim, S.-B., Corapcioglu, M.Y. et Kim, D.J., 2003.** Effect of dissolved organic matter and bacteria on contaminant transport in riverbank filtration. *Journal of Contaminant Hydrology*, **66**, 1-23.
- Laliberté, D. et Leclerc, P., 2000.** Étude des causes de la contamination des poissons des lacs Lovering et Massawippi par des substances toxiques. Ministère de l'environnement, Gouvernement du Québec, 39 p.
- Lee, J.-Y., Cheon, J.-Y., Lee, K.-K., Lee, S.-Y., Lee, et M.-H., 2001.** Factors affecting the distribution of hydrocarbon contaminants and hydrogeochemical parameters in a shallow sand aquifer. *Journal of Contaminant Hydrology*, **50**, 139-158.
- Malawska, M., et Wilkomirski, B., 2000.** An analysis of soil and plant (*Taraxacum Officinale*) contamination with heavy metals and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in the area of the railway junction Ilawa Główna, Poland. *Water, Air and Soil Pollution*, **127**, 339-349.
- Martin, C.W., 2004.** Heavy metal storage in near channel sediments of the Lahn River, Germany. *Geomorphology*, **61**, 275-285.

- Ministère de l'Environnement et de la Faune (MEF), 1996.** État de l'écosystème aquatique du bassin versant de la rivière Saint-François: 1991-1995. Direction des systèmes aquatiques, Québec, 11 pp.
- Montuelle, B., 2003.** Qualité et gestion des sédiments d'eau douce - Éléments physico-chimiques et biologiques. Cemagref Éditions 2003, ch.6, 332 p.
- Mochalova, O.S., Antonova, N.M. et Gurvich, L.M., 2002.** The role of dispersants in the processes of oil transformation and oxidation in aquatic environment. *Water Resources*, **2**, 202-205.
- Nikanorov, A.M. et Stradomskaya, A.G., 2003.** Oil products in bottom sediments of freshwater bodies. *Water Resources*, **1**, 98-102.
- Painchaud, J., 2007.** État de l'écosystème aquatique du bassin versant de la rivière Saint-François : faits saillants 2001-2003, Québec, MDDEP, Direction du suivi de l'état de l'environnement, ISBN 978-2-550-49727-1 (PDF), 19 p.
- Primeau, S., 1992.** Qualité des eaux du bassin de la rivière Saint-François, 1976-1991. Ministère de l'Environnement, Direction de la qualité des cours d'eau, Rapport no. QEN/QE-80/1, Gouvernement du Québec.
- Rabahba, A. et Mastsuzawa, S., 2002.** Treatment system for solid matrix contaminated with fluoranthene. II – Recirculating photodegradation technique. *Chemosphere*, **46**, 49-57.
- Samanta, S.K., Singh O.M. et Jain R. K., 2002.** Polycyclic aromatic hydrocarbons: environmental pollution and bioremediation – review. *Trends in Biotechnology*, **20**, (6), 243-248.
- Saint-Laurent, D. et St-Laurent, J., 2004,** Evaluation of spatial distribution of contaminated sediments in Saint-François terraces, Québec, Canada. In: The 15<sup>th</sup>

Annual Conference of the International Environmetrics Society and the 6<sup>th</sup> International Symposium on Spatial Accuracy Assessment in Natural Resources and Environmental Sciences. (Poster/Abstract), June 28 – July 1, 2004, Portland, Maine, USA.

**Saint-Laurent, D., St-Laurent, J. et Lavoie, L., 2003.** Caractérisation des berges et évaluation des taux de contamination par les hydrocarbures et autres contaminants. Section du bassin de la rivière Saint-François – Québec. Rapport préliminaire (Rapport interne non publié), UQTR, décembre 2003. URL : [http://www.uqtr.ca/geographie/publications\\_sci.shtml](http://www.uqtr.ca/geographie/publications_sci.shtml)

**St-Laurent, J., 2006.** Application de la dendrochronologie et de la dendrogéochimie et essai du plomb 210 pour la datation d'événements de contamination des berges des rivières Saint-François et Massawippi aux hydrocarbures (Centre-Sud du Québec). Mémoire, UQTR, Sciences de l'environnement. 102 pages.

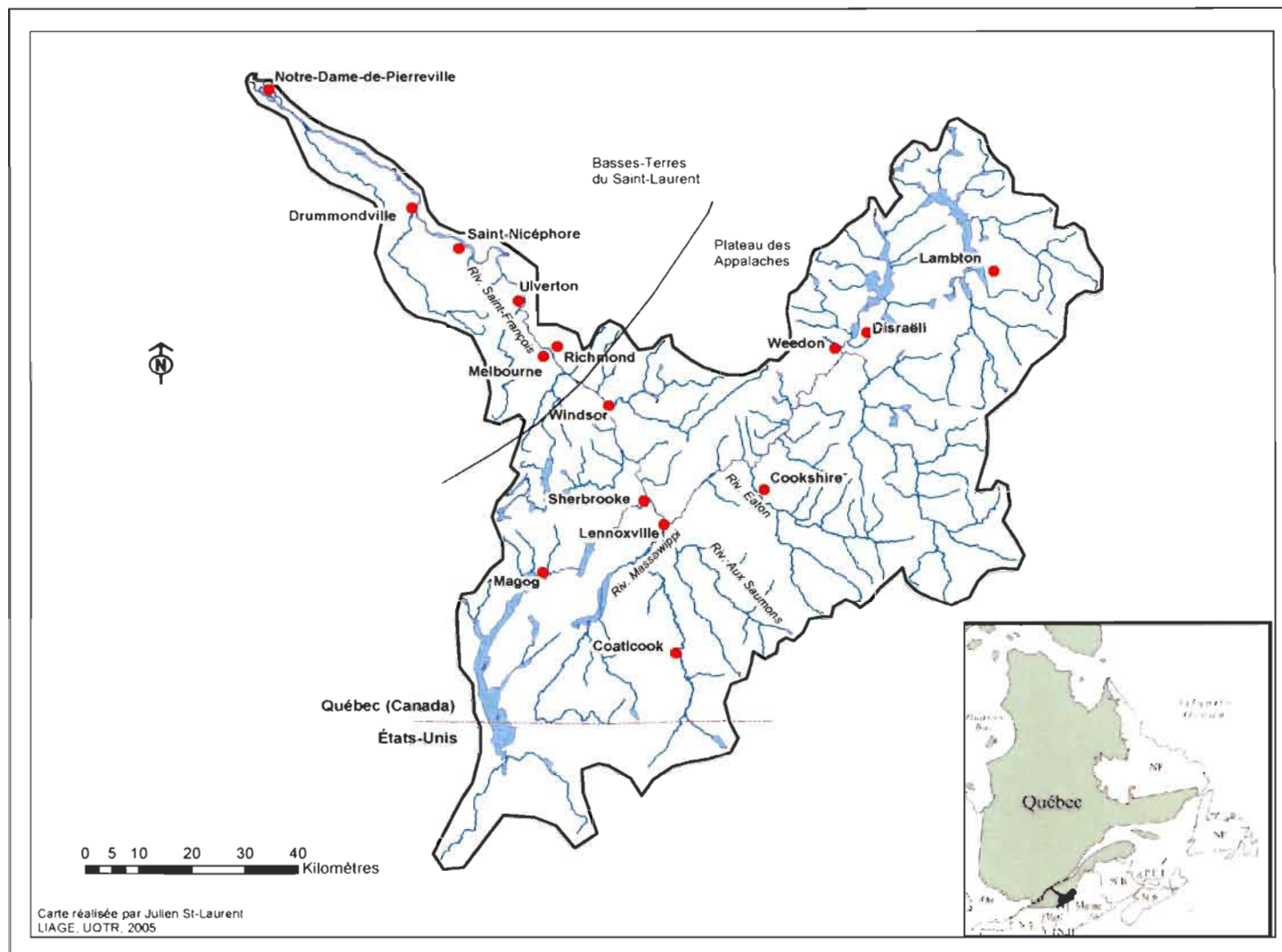
**Van Den Berg, G. A., Loch, J. P. G. et Winkels, H. J., 1998.** Effect of fluctuating hydrological conditions on the mobility of heavy metals in soils of a freshwater estuary in the Netherlands. *Water, Air, and Soil Pollution*, **102**, 377-388.

**Vermillion, B., Brugam, R., Retzlaff, W. et Bala, I., 2005.** The sedimentary record of environmental lead contamination at St- Louis, Missouri (USA) area smelters. *J Paleolimnol*, **33**, 189-203.

**Walsh, R. P. D., Black, W. H., Garbett-Davies, H. R., James, J. G. et Barnsley, M. J., 2007.** Downstream Changes in Bed-sediment and Streamwater Metal Concentrations along a Watercourse in a Rehabilitated Post-industrial Landscape in South Wales. *Water, Air and Soil Pollution*, **181**, 107-113.

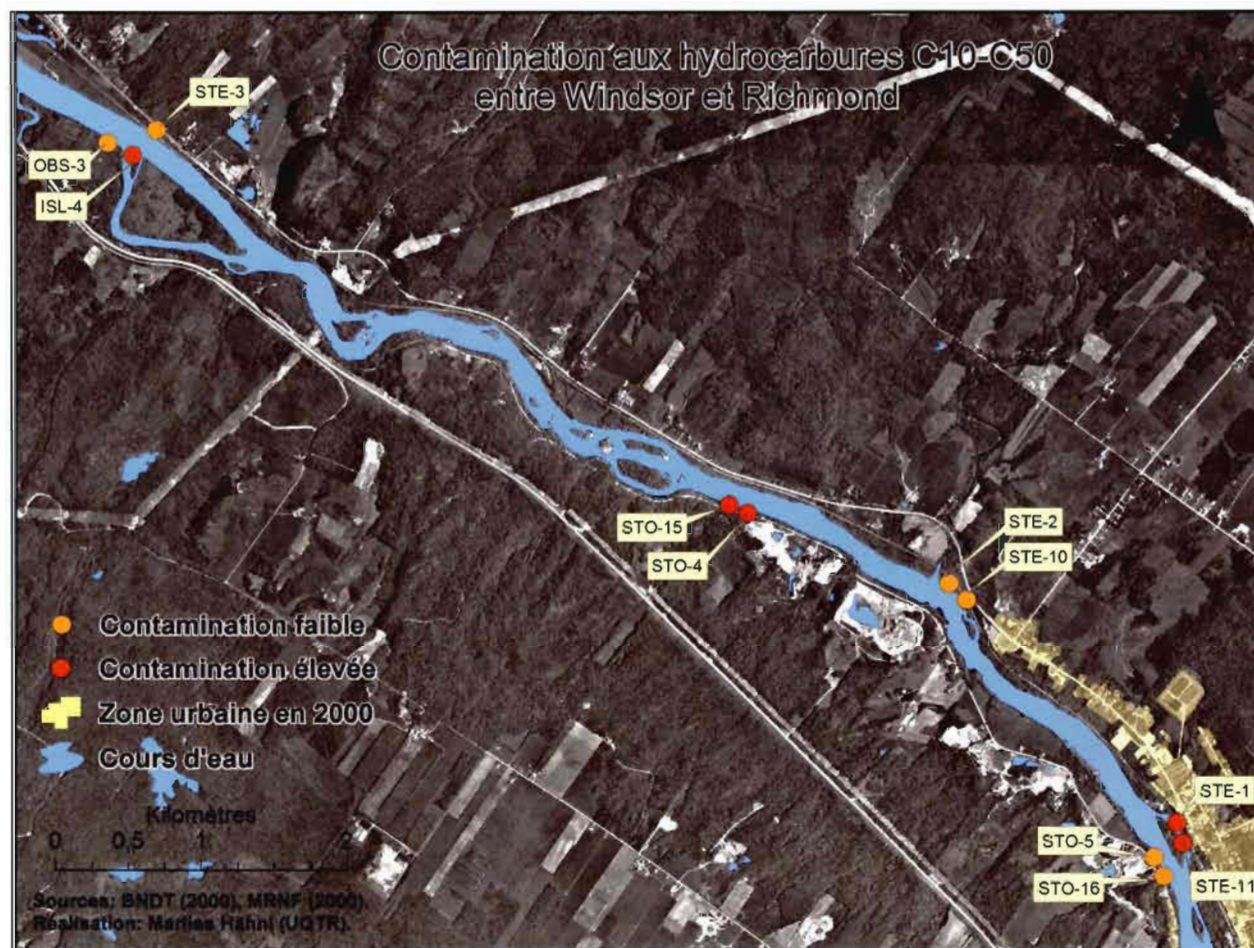
**Wilcke, W., 2000.** Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) in soils – a review, *J. Plant nutr. Soil sci.*, **163**, 229-248.

**Figure 1.1** Carte de localisation du bassin versant de la rivière Saint-François





**Figure 1.2** Répartition spatiale des sites d'échantillonnage entre Windsor et Richmond



## CHAPITRE II

### **Analyse et caractérisation de la contamination des berges des rivières Saint-François et Massawippi par des hydrocarbures C<sub>10</sub>-C<sub>50</sub> et métaux lourds (Centre-sud du Québec, Canada) <sup>3</sup>**

---

<sup>3</sup> Article à soumettre à la revue Environments (<http://www.fes.uwaterloo.ca/research/environments/>)

## Abstract

Soils contaminated with hydrocarbons ( $C_{10}$ - $C_{50}$ ) and other contaminants were recently discovered in the banks of the Saint-François and Massawippi Rivers, between the municipalities of Eustis and Drummondville (southern Québec). It is probable that this contamination originates from accidental or illegal discharges at the site of the old Eustis mine located near of the Massawippi River. The contaminated layers sometimes extend more than one meter in the banks. Unlike water quality monitoring, which resulted in numerous government reports, no studies have been done on the contamination of Saint-François and Massawippi riverbanks or river bed sediments, even though these rivers pass through former industrial and mining areas. This study provides an evaluation of the spatial distribution of the contamination along the riverbank and characterizes the contaminated soils in order to evaluate the concentration levels. The results obtained show that certain banks are contaminated to a greater extent with hydrocarbons ( $C_{10}$ - $C_{50}$ ) than others, in particular in the sector of Windsor. The other pollutants (heavy metals, PCBs and PAHs) indicated low levels of contamination except for some metals (Cu and Zn). For the more polluted sites part of the B criterion, these levels create certain usage constraints based on the standards issued by the Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et des Parcs.

**Key words: contaminated soils, hydrocarbons, riverbanks, industrial and mining pollution**

## Résumé

Des sols contaminés aux hydrocarbures ( $C_{10}$ - $C_{50}$ ) et d'autres contaminants ont été découverts récemment dans les berges des rivières Saint-François et Massawippi, entre les municipalités de Eustis et Drummondville (sud du Québec). Il est probable que cette contamination provienne d'un déversement accidentel ou illégal dont la source serait l'ancienne mine Eustis située aux abords de la rivière Massawippi. La couche contaminée se retrouve parfois à plus d'un mètre de profondeur des berges. Malgré l'existence de nombreux rapports gouvernementaux sur la qualité de l'eau de ce bassin, aucune étude sur la contamination des berges et des sédiments du lit n'a été réalisée le long des rivières Saint-François et Massawippi, même si ces rivières circulent à travers d'anciennes zones industrielles et minières. Cette étude vise à évaluer la distribution spatiale de la contamination le long des berges et dresse une caractérisation du niveau des concentrations des contaminants retrouvés. Les résultats obtenus indiquent que certaines berges sont davantage contaminées par des hydrocarbures ( $C_{10}$ - $C_{50}$ ), en particulier dans le secteur de Windsor. Les autres polluants (métaux lourds, BPC et HAP) indiquent des faibles niveaux de contamination à l'exception de certains métaux (Cu et Zn). Pour les sites plus pollués, ils sont inclus dans le critère B qui présente certaines contraintes d'utilisation du sol en tenant compte des normes du Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs.

**Mots clés: sols contaminés, hydrocarbures, berges, pollution industrielle et minière**

## 2.1. INTRODUCTION

Les hydrocarbures font partie des substances polluantes les plus répandues dans l'environnement, notamment dans les eaux de surface, les sols et les sédiments (Mochalova *et al.*, 2002; Nikanorov et Stradomskaya, 2003). Au Canada, environ 60 % des sites pollués le sont par des produits pétroliers (CCME, 2001). En 2002, le ministère du Développement durable, des Parcs et de l'Environnement a produit un rapport pour recenser 5 125 terrains contaminés au Québec (MDDEP, 2002), et les hydrocarbures pétroliers C<sub>10</sub>-C<sub>50</sub> sont présents dans 66% des cas. La présence des hydrocarbures en forte concentration peut être très néfaste pour l'environnement, notamment pour la faune benthique et les poissons. Des études écologiques et toxicologiques démontrent, par exemple, des changements fonctionnels dans les communautés benthiques qui surviennent lorsque la contamination aux produits pétroliers dans les sédiments est aussi faible que 100 – 1000 mg/kg (matière sèche). Un taux supérieur à ces quantités cause la mortalité dans les communautés touchées (Nikanorov et Stradomskaya, 2003). Lorsque qu'il y a déversement d'hydrocarbures dans un cours d'eau, jusqu'à 90% du polluant peut être absorbé par les sédiments du lit de la rivière (Nikanorov et Stradomskaya, 2003). Une fois absorbée, les hydrocarbures peuvent se dégrader à des vitesses variables suivant les conditions du milieu *in situ* (pH, activité microbienne, etc.). En fait, plusieurs facteurs peuvent influencer la vitesse de dégradation des hydrocarbures et autres contaminants dans le milieu récepteur, dont les conditions hydrologiques et sédimentologiques, la nature des matériaux des rives, la température ambiante, les produits polluants eux-mêmes, la concentration de la matière organique et la vitesse de biodégradation liée à l'activité microbienne elle-même. On sait aussi que la concentration des contaminants décroît habituellement des textures fines aux textures grossières (limon argileux, limon, sable loameux, sable fin, etc.) et en fonction de la profondeur (Bubb et Lester, 1996; Nikanorov et Stradomskaya, 2003).

Lorsque le processus d'absorption des hydrocarbures par les sédiments survient, le polluant subit des transformations chimiques. Il y a augmentation dans la part des goudrons et asphaltes résistants à la dégradation et des HAP, reconnus pour leur haute toxicité et propriétés cancérigènes. La contamination d'un sol, tant par les hydrocarbures

que par les métaux lourds, demeure problématique et peut rester nocive sur une longue période après l'évènement de pollution. D'où l'importance de caractériser les terrains pollués et surtout d'évaluer la persistance de ces polluants dans l'environnement.

Cette recherche vise à analyser et caractériser un cas de contamination aux hydrocarbures récemment découvert lors de travaux de terrain le long des rivières Saint-François et Massawippi, en Estrie (Saint-Laurent et St-Laurent, 2004). Les sols des berges de ces rivières renferment des couches de contaminants aux hydrocarbures ( $C_{10}$ - $C_{50}$ ) qui peuvent varier en épaisseur, soit de quelques centimètres jusqu'à un mètre d'épaisseur. Les concentrations des hydrocarbures sont aussi très variables d'un site à l'autre. On trouve également des métaux traces dans les sols des berges, dont du cuivre du plomb et du zinc. Cette recherche vise principalement à préciser la répartition spatiale des contaminants (hydrocarbures) le long des berges des rivières Saint-François et Massawippi et d'évaluer la concentration des contaminants trouvés dans les sols alluviaux. On tente également de trouver la source potentielle de cette contamination avec une recherche d'archives dans les journaux indexés ou autres documents disponibles.

## **2.2 LE BASSIN DE LA RIVIERE SAINT-FRANÇOIS ET SECTEURS D'ETUDE**

La zone à l'étude est localisée dans le bassin versant de la rivière Saint-François qui couvre une superficie totale de 10 230 km<sup>2</sup> (MEF, 1996). Ce vaste bassin hydrographique se prolonge aux États-Unis dans la partie nord du Vermont, ce qui représente près de 14% de sa superficie. La rivière Saint-François qui constitue le cours d'eau principal de ce bassin hydrographique prend sa source dans le lac-réservoir Saint-François et termine sa course dans le lac Saint-Pierre, à la hauteur de la municipalité de Pierreville. La rivière Massawippi, quant à elle, trouve sa source dans le lac Massawippi et se jette dans la rivière Saint-François à la hauteur de la municipalité de Lennoxville. Le territoire du bassin est largement boisé dans la région appalachienne, dont près de 75% de la superficie est occupée par des zones forestières ou agro-forestières. La région

des Basses-Terres quant à elle est occupée par les zones agricoles à 20% et urbaines à 1,4% (Saint-Laurent et Hähni, 2008).

Les rivières Saint-François et Massawippi sont des rivières qui sont considérées comme fortement dégradées par le ministère du Développement durables, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP, 2004). En 1991, la rivière Saint-François comptait plus de 130 industries pouvant engendrer de la pollution. Parmi ceux-ci il y a six papetières considérées comme très polluantes. Le suivi de la qualité des eaux a déjà donné lieu à plusieurs rapports gouvernementaux qui concernent ces deux rivières (Berryman, 1996; Berryman et al., 1996; Berryman et al., 2003). Au cours des années 1990-2000, des systèmes de traitement des eaux ont été installés dans la plupart des municipalités bordant la rivière Saint-François et ses tributaires. Ces mesures ont permis de contribuer à la diminution des concentrations de plusieurs contaminants en aval de Drummondville, comme les BPC, HAP, acides gras et produits résiniques.

La rivière Saint-François forme un tracé généralement rectiligne entre Sherbrooke et Richmond avec une largeur moyenne de 180 m. Le débit moyen annuel est de 164,2 m<sup>3</sup>/s (station 02OE005; rivière Saint-François) et les rives sont occupées par des boisés ouverts ou des zones agricoles et urbaines (Sherbrooke, Richmond, Windsor et Bromptonville). Dans le secteur de Saint-Nicéphore, le chenal atteint une largeur moyenne de 260 m, et le débit moyen annuel est de 189,7 m<sup>3</sup>/s (station 02OE019; rivière Massawippi). Les rives sont occupées par des boisés ouverts et des champs en culture ou des pâturages. Quant à la rivière Massawippi, elle constitue un affluent important de la rivière Saint-François. Son chenal a une largeur moyenne de 28 m avec un débit moyen annuel de 10,4 m<sup>3</sup>/s. L'occupation du sol de ses rives va de boisés denses à boisés ouverts, dominés par l'érable argenté et quelques frênes. Enfin, le secteur à l'étude compte deux barrages importants, dont le barrage Larocque, construit en 1960 et qui est localisé à Stoke près de Bromptonville, soit dans la partie amont du secteur d'étude, et le barrage de la Chute Hemming à Drummondville, construit en 1925, qui se situe sur la rivière Saint-François, à la limite aval de l'aire d'étude.

## 2.3 HISTORIQUE INDUSTRIEL DES SECTEURS D'ÉTUDE

La région de l'Estrie a été marquée par un passé industriel important et encore aujourd'hui, les activités industrielles et manufacturières demeurent importantes, surtout pour les villes de Sherbrooke et de Drummondville. Le début des activités industrielles a d'abord été marqué par une forte activité minière. Le complexe minier Eustis connaît un essor majeur et constitue l'une des principales régions minières des Cantons-de-l'Est. En effet, au début des années 1850, on assiste à une véritable ruée vers le cuivre et de nombreuses mines voient le jour avec des demandes croissantes pour ce minerai. Dans le secteur à l'étude, aux abords de la rivière Massawippi se trouvent trois anciens sites miniers, aujourd'hui désaffectés (Ross, 1975). Il s'agit des mines Albert et Capelton, et la mine Eustis dans la municipalité du même nom, toutes situées aux abords de la rivière Massawippi. Les deux premières mines ont été fermées après le déclin de l'industrie minière en 1907, tandis que la mine Eustis poursuivra ces activités jusqu'en 1939. Durant son opération, la mine Eustis a produit plus de 34 000 tonnes de minerai par année. Le parc de résidus miniers de la mine Albert, ainsi que trois parcs de résidus miniers, dont l'un près de la rivière Massawippi, figurent dans le répertoire des dépôts de sol et de résidus industriels du Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP, 2008a). Les contaminants qui s'y retrouvent sont des acides minéraux, du cadmium (Cd), du cuivre (Cu), du plomb (Pb), du fer (Fe) et du zinc (Zn). Une étude du ministère de l'Environnement (Berryman *et al.*, 2003) démontre que les ruisseaux qui longent les sites des anciennes mines Eustis et Capelton ont des teneurs en fer, plomb, cuivre et zinc qui dépassent largement les critères de qualité pour une la vie aquatique (MDDEP, 2008b). Une autre étude fait même état d'acidification toxique dans les ruisseaux Eustis et Capel (Melanson, 2006), deux tributaires de la rivière Massawippi.

D'autres industries d'envergure qui ont marqué l'histoire industrielle de la région sont les compagnies des pâtes et papiers, dont celles de East Angus, Brompton et Windsor. En 1873, la Canada Paper Co. voit le jour à Windsor Mills et établit quatre usines de fabrication, faisant de cette ville, le centre nerveux de l'industrie des pâtes et papiers de la

région. La Domtar y est toujours, avec une capacité de production 670 000 tonnes de papier par année. À Bromptonville, la Brompton Pulp Paper construit une usine de pâte mécanique en 1903, qui sera plus tard repris par la compagnie Kruger. Elle produit aujourd'hui 850 tonnes de papier journal par jour sur trois machines.

Ces industries ont eu des impacts majeurs sur la dégradation de la qualité de l'eau de la rivière Saint-François et, vraisemblablement, sur les sédiments en rivière et les berges, même si aucun rapport ministériel n'en fait état pour les sols et sédiments. Les principaux contaminants rejetés par les usines de pâtes et papiers sont les matières en suspension, des matières organiques, des composés inorganiques, du phosphore, des composés organochlorés comme les dioxines et furanes, et des traces de BPC. Certains de ces contaminants ont une toxicité élevée, certains sont mutagènes et ont la capacité de bioaccumulation; ils sont donc persistants dans l'environnement. Les résidus miniers sont également des sources potentielles de contaminants et constituent souvent des amas permanents dans le paysage et l'environnement.

## **2.4 MATERIEL ET METHODES**

### **2.4.1 Sélection des sites contaminés**

Afin de localiser la source de la contamination par les hydrocarbures et pour évaluer la répartition spatiale des contaminants des berges, plusieurs campagnes d'échantillonnage ont été menées au cours des années 2006 à 2007. Auparavant, une première caractérisation avait été réalisée le long des rivières Saint-François et Massawippi (Saint-Laurent et St-Laurent, 2004). Au cours de ces premiers travaux de terrain, 24 stations d'échantillonnage avaient été sélectionnées sur un parcours de 103,5 km de berges, incluant six îles de la rivière Saint-François. En fonction des résultats obtenus dans cette première étude, d'autres campagnes d'échantillonnage ont été menées en 2006 et 2007 dans le cadre de nos travaux de recherche et ce, afin de préciser la répartition spatiale des contaminants dans les berges et de caractériser de façon plus précise la nature et la concentration des contaminants enfouis dans les berges des deux rivières à l'étude. En tout, 42 stations ont été sélectionnées, dont 22 nouvelles



stations complétées par des profils pédologiques, incluant des descriptions morphologiques et des analyses physico-chimiques des échantillons de sols.

Dans un premier temps, les stations d'échantillonnage ont été localisées à l'aide de cartes topographiques (MRN, 2001, 2002) et de cartes de zones à risques d'inondation (Environnement Canada et MEF, 1981) aux échelles 1 :10 000 et 1 :20 000. Un relevé avec un GPS (Global Positioning System) a été effectué à chaque station pour permettre ensuite leur localisation sur support cartographique à l'aide du logiciel ArcGIS (versions 8.2 et 9.0). Enfin, les stations ont été positionnées sur des orthophotos à l'échelle du 1 :40 000 afin d'obtenir une cartographie représentant la répartition spatiale des sites contaminés.

#### **2.4.2 Échantillonnage et analyse de sols contaminés**

Afin d'évaluer la nature et la concentration des contaminants, des échantillons de sols ont été prélevés dans les couches présentant des signes de contamination, et ce à partir d'indices visuels comme la coloration noirâtre des sols et l'odeur prononcée (indice olfactif). Aussi, les résultats obtenus lors de la première campagne d'échantillonnage en 2004 (*cf.* St-Laurent, 2006), nous a permis d'orienter notre stratégie d'échantillonnage afin de sélectionner les sites les plus problématiques au niveau de la concentration des hydrocarbures. De plus, deux stations additionnelles ont été positionnées au site de Windsor en rive gauche de la rivière Saint-François: Ces deux stations présentaient des concentrations plus élevées en hydrocarbures ( $> 500$  mg/kg) et constituaient des sites appropriés pour réaliser une tranchée latérale de 3 mètres d'épaisseur suivant la bordure de la rive. Ces tranchées ont permis notamment d'évaluer la propagation (latérale et transversale) des contaminants dans les sols.

Pour l'échantillonnage, on a effectué une tranchée en bordure de la rive afin d'atteindre les couches contaminées qui, dans certains cas, se trouvent à une profondeur de plus d'un mètre. Chaque échantillon de sol a été stocké dans un contenant stérilisé et réfrigéré suivant les protocoles du laboratoire Biolab Inc. qui a effectué les analyses chimiques. Ces échantillons ont servi pour l'analyse des hydrocarbures ( $C_{10}$ - $C_{50}$ ), des métaux lourds, des biphényles polychlorés (BPC) et des hydrocarbures aromatiques

polycycliques (HAP), soit des analyses standards fréquemment utilisées pour la caractérisation des terrains contaminés (MEQ, 2003).

Pour chaque station, une description morphologique des sols a été réalisée et des prélèvements d'échantillons ont été faits de la surface du profil jusqu'à la profondeur maximale de la couche contaminée. Les échantillons ont été prélevés à tous les 20 centimètres de profondeur. Pour chacune de ces stations, les différents horizons du sol ont été identifiés sur le terrain selon les critères du *Système canadien de classification des sols* (SCCS, 2002). Pour chaque horizon du sol, l'épaisseur, la texture et la coloration (charte Munsell) à l'état humide et sec, ont été notées. Les échantillons de sol destinés aux analyses des hydrocarbures, métaux traces, BPC et HAP ont été conservés et réfrigérés au laboratoire de recherche en géomorphologie fluviale (UQTR), et les autres horizons soumis aux analyses standards des sols (pH, granulométrie, etc.) ont été séchés à l'air libre (McKeague, 1978). Ces échantillons ont été sous-divisés, pesés, triés (tamis de <2 mm) et ensuite acheminés à des laboratoires externes pour l'analyse texturale, le pH et le carbone organique total (Yeomans et Bremner, 1988). Les analyses chimiques ont été effectuées au laboratoire de sols de l'Université Laval et les analyses granulométriques au laboratoire Agro-Enviro-Lab.

En laboratoire, pour évaluer la teneur en métaux lourds, les échantillons sont soumis à un agent réactif ( $\text{HNO}_3$ ) afin de « solubiliser les métaux présents dans la matrice et, par la suite, la substance résiduelle est soumise pour dosage à un spectromètre de masse à source ionisante au plasma d'argon (ICP-MS) ». L'échantillon est entraîné dans un « plasma d'argon par l'intermédiaire d'une pompe péristaltique et d'un nébuliseur, et par la suite, les métaux contenus dans l'échantillon sont « atomisés et ionisés dans le plasma ». Les ions sont introduits dans le « spectromètre et sont dirigés par une série de plaques métalliques chargées et seront captés par un détecteur » (CEAEQ 2006, pp. 5-6). Pour l'analyse de BPC, l'échantillon solide (sols, sédiments) sont extraits à l'aide « d'un bain à ultrason ». L'extrait est ensuite purifié en trois étapes, soit « un traitement à l'acide sulfurique pour éliminer les substances polaires, la séparation de la fraction contenant les hydrocarbures de celle contenant les BPC à l'aide

d'une colonne d'alumine activée et, enfin, un traitement avec cuivre pour éliminer les composés sulfurés ». Après concentration de l'extrait, ce dernier est dosé par GC-MS pour les sols (CEAEQ 2003a, pp. 7-8). Pour la détermination de la concentration des HAP, la méthode consiste à extraire les HAP à l'aide de « dichlorométhane après l'ajout d'étalons de recouvrement, il y a par la suite « transfert de solvant du dichlorométhane à l'hexane si les HAP sont purifiés sur colonne de silice/alumine ». Par la suite, l'extrait est concentré puis analysé par chromatographie en phase gazeuse couplée à un spectromètre de masse (GC-MS) fonctionnant dans le mode d'acquisition d'ions sélectifs » (CEAEQ 2003b, pp.7-9).

## **2.5 RESULTATS ET DISCUSSION**

### **2.5.1 Caractérisation physico-chimique des sols**

Les paramètres physico-chimiques d'un sol influence l'absorption et la migration des contaminants. Ainsi, la description détaillée des profils de sol devient importante pour analyser la répartition spatiale des contaminants dans les sédiments de la berge. L'ensemble des résultats sont présentés dans le tableau 2.1. Les analyses granulométriques révèlent que la grande majorité des sols analysés sont classés parmi les loams sableux avec un pourcentage de sable ne dépassant pas 80% et un pourcentage d'argile ne dépassant pas 20%. Par contre, on remarque une plus grande variabilité des classes texturales pour les couches contaminées aux hydrocarbures. Les textures de ces couches varient de sables moyens à loams limoneux, ce qui correspond aux textures généralement observées dans les sols alluviaux de ces secteurs d'étude (Lavoie *et al.*, 2006). La figure 2.2 représente les profils de sols de la campagne d'échantillonnage de 2006. On remarque que la couche de contamination se trouve généralement à la base des profils, sauf pour le profil de la station STE-9. La position de la couche contaminée aux hydrocarbures correspond à un faible niveau (étiage) de la rivière Saint-François, ce qui suggère que la pénétration des contaminants (hydrocarbures) dans les sédiments de la berge s'est fait lorsque la rivière était à son niveau d'étiage, soit probablement en automne. On ne peut expliquer, toutefois, la présence d'une couche contaminée dans la

partie sommitale du profil STE-9.

Tout comme les paramètres physiques, les paramètres chimiques varient peu entre les stations. Le pH mesuré pour les échantillons de 2006 indique une valeur moyenne de 5,05. La valeur la plus élevée est de 6,50 à la station STE-11 dans le secteur de Windsor, et la valeur la plus basse obtenue est de 4,22 à la station STO-10 pour le secteur de Saint-Nicéphore. Pour la même année d'échantillonnage, le carbone organique total (C.O.%) obtenu est en moyenne de 0,91%, et les taux varient de 0,13 à 2,23%. Cette dernière valeur, qui se démarque des autres par son taux plus élevé de C.O., peut s'expliquer au fait que l'échantillon a été prélevé en surface, là où se trouve généralement plus de matière organique en raison des apports de la litière. En fait, les paramètres physico-chimiques analysés présentent des valeurs comparables à ceux analysés pour les sols alluviaux de ce secteur (Lavoie *et al.*, 2006), soit des pH relativement acides, des textures fines et des teneurs en carbone organique relativement faibles en général.

### **2.5.2 Distribution spatiale des sols contaminés et concentrations en hydrocarbures**

Entre la mine Eustis et le barrage de la Chute Hemming de Drummondville, la concentration des hydrocarbures C<sub>10</sub>-C<sub>50</sub> varie grandement d'une station à l'autre (figure 2.1). Parmi les stations échantillonnées, les échantillons des neuf stations dépassent la concentration de 300 mg/kg de matière sèche, ce qui place ces échantillons de sols parmi les critères de classe B définis par le ministère du Développement Durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP, 2003). Cette classe B signifie que ces sols sont contaminés et qu'ils sont soumis à certaines restrictions d'usage. Par exemple, les restrictions d'usages associées à cette classe limite la construction de bâtiments résidentiels ou l'utilisation de ces terrains à des fins d'activités récréatives ou de loisirs. De plus, des études de caractérisation doivent être réalisées avant d'effectuer la construction de bâtiments commerciaux sur un sol de classe B (MDDEP, 2003).

La première campagne d'échantillonnage en 2004 (St-Laurent, 2006) avait révélé l'absence de contamination aux hydrocarbures  $C_{10}$ - $C_{50}$  en amont de la mine Eustis sur la rivière Massawippi. Sur le site même de l'ancienne mine Eustis et le long des berges en aval de la mine, on trouve toutefois, à plusieurs endroits, des indices visuels et olfactifs très prononcés. Aussi, les traces d'hydrocarbures couvrent parfois plus d'un mètre d'épaisseur dans le profil. Par exemple, les stations MAS-13 et MAS-13-2 renferment des couches de contamination d'une épaisseur de plus d'un mètre, lesquelles sont enfouies à une profondeur de 90 cm et plus, et à une distance horizontale de plus de 3 m de la rivière. La contamination de ce secteur de la Massawippi est particulièrement évidente sur le plan des indices visuels et olfactifs (figure 2.2). Toutefois, les échantillons prélevés à l'endroit des berges de la rivière Massawippi, en aval des sites miniers Eustis et Capelton, indiquent des concentrations relativement faibles, soit moins de 300 mg/kg (tableau 2.2). Cette faible concentration fait en sorte que ces sols sont classés dans la Classe A du ministère (MDDEP, 2003) (voir le tableau 2.3). Par contre, la station EUS, localisée sur le site même de la mine atteint un taux de 380 mg/kg, à la surface du sol. Cet échantillon a été prélevé dans un ravin à 800 mètres environ de la rivière, à l'intérieur du site actuel. La station STO-7, située aussi sur la rivière Massawippi, en amont de Lennoxville près de l'embouchure de la rivière, présente aussi une faible concentration d'hydrocarbures, soit une valeur inférieure à 80 mg/kg. Les faibles concentrations des sols contaminés prélevés dans les berges du secteur de Massawippi s'expliquent difficilement, puisque en apparence (indices visuels et olfactifs), ceux-ci apparaissent nettement plus contaminés. On ne trouve aucune explication plausible à cette observation et, par ailleurs, les propriétés physico-chimiques de ces sols s'apparentent à ceux observés le long de la rivière Saint-François, pour lesquels on observe des concentrations plus élevées à certains endroits, notamment au site de Windsor. Par exemple, les concentrations les plus élevées en hydrocarbures sont atteintes à Windsor (STE-11) et en aval de ce site (STO-4 et ISL-4). Les stations STE-11, STO-4 et ISL-4 ont respectivement 660 mg/kg, 582 mg/kg et 560 mg/kg. La station STE-11 indique une concentration de 660 mg/kg, soit la valeur maximale obtenue pour l'ensemble des stations analysées. L'échantillon a été prélevé à une profondeur de 180 cm et à une distance de 3,70 m de la berge (figure 2.4). La station

STO-15 (figure 2.5), située entre Windsor et Richmond, présente aussi une concentration relativement forte, soit 470 mg/kg. Cet échantillon a été prélevé à une profondeur de 165 cm et à une distance de 4,10 m de la berge. Les concentrations en hydrocarbures  $C_{10}$ - $C_{50}$  varient passablement entre les stations de Richmond et en amont du barrage de la Chute Hemming, soit des valeurs entre <60 et 560 mg/kg (tableau 2.2 et figure 1).

### **2.5.3 Concentration en métaux lourds**

Outre la contamination par les hydrocarbures  $C_{10}$ - $C_{50}$ , les autres polluants dont les métaux lourds et les BPC et HAP ne révèlent pas de très fortes concentrations dans l'ensemble des échantillons de sols prélevés. En fait, trois sites échantillonnés témoignent d'une concentration plus élevée en métaux lourds. Le site le plus affecté est la station STO-15, en aval de Windsor (tableau 2.4). À une profondeur de 1,65 m, la concentration en cuivre (Cu) situe les sols dans la classe B, et celle du zinc (Zn) dans la classe C (tableau 2.5), suivant les critères établis par le MDDEP (2003). Le cuivre dépasse une deuxième fois la limite inférieure de la classe B à la station STO-13, à 50 cm de profondeur, entre Ulverton et Saint-Nicéphore. Le passé minier important de la région étudiée, surtout pour le cuivre, conduit à la source probable de pollution des sédiments par les métaux lourds, dont le cuivre. L'exploitation des anciennes mines Eustis, Capelton et Albert, bien que depuis longtemps inactives, peut expliquer la dispersion par l'eau de métaux lourds et leur accumulation dans les sédiments, comme le révèlent les échantillons des stations STO-15 et STO-13.

### **2.5.4 Concentration des sols en HAP et BPC**

Sur les 11 échantillons de 2006 testés pour les concentrations en HAP, neuf dépassent le seuil minimal de la classe A, qui est fixé à 0,10 mg/kg de matière sèche. Une seule station, soit le profil STE-1, localisée à Windsor, se démarque largement des

teneurs obtenues pour les autres stations qui ne dépassent jamais 1 mg/kg. L'échantillon de Windsor indique une concentration significative de 8,70 mg/kg. Ce résultat révèle une source de pollution ponctuelle, potentiellement liée à des rejets industriels. Les taux mesurés pour les concentrations de BPC des échantillons de sol sont faibles et aucune valeur obtenue n'indique une pollution notable des secteurs étudiés.

Pourtant, on se serait plutôt attendu à des résultats différents. En effet plusieurs rapports témoignent de contamination toxique dans les lacs et cours d'eau de la région, reliée aux BPC (Berryman, 1996; Berryman et al., 1996; Berryman et al., 2003). Un autre rapport, plus récent, fait encore état de teneurs anormalement élevées de BPC dans le lac Massawippi, ainsi que dans plusieurs autres lacs à proximité (Painchaud, 2007). Bien qu'aucune station n'a révélée d'accumulation importante, le lac Massawippi et la rivière du même nom ont été cités à plusieurs reprises dans les rapports du MDDEP pour la présence de toxines, comme les BPC et HAP.

## 2.6 CONCLUSION

Les informations accumulées permettent de mieux répartir géographiquement la contamination des hydrocarbures  $C_{10}$ - $C_{50}$  et de comprendre les fluctuations importantes de concentrations entre les différents secteurs.

La contamination aux hydrocarbures n'étant pas présente en amont de la mine Eustis, on peut conclure que le secteur de la mine Eustis qui est contaminé, est la source du déversement. Les stations de la rivière Massawippi ont relevé des indices de contamination extrêmement importants. La couleur noirâtre et l'odeur spécifique révèlent une contamination qui va jusqu'à dépasser 1 mètre d'épaisseur. Par contre, les taux de concentration aux hydrocarbures  $C_{10}$ - $C_{50}$  obtenus ne sont pas parmi les plus hauts, ne dépassant jamais 380 mg/kg de matière sèche. Les composantes physico-chimiques mesurés, tels le pH, le carbone organique dissous (CO%) et la classe texturale des sols ne diffèrent pas entre la rivière Massawippi et Saint-François. Tel que proposé par Saint-Laurent (2006), les concentrations des contaminants plus faibles dans les sols de la rivière Massawippi pourraient possiblement s'expliquer par une dissolution plus importante des polluants par les fluctuations de la nappe phréatique, entraînant ainsi une

dispersion plus rapide des contaminants par lessivage. La rivière Massawippi a une largeur moyenne de 28 m, et lors de fortes pluies subies des fluctuations bien plus importantes que la rivière Saint-François, qui a une largeur moyenne de 180 m. Ainsi on peut dire que le taux de contamination est plus bas dans les sols de la rivière Massawippi car les polluants sont plus rapidement lessivés.

Les fluctuations dans les taux de contamination pourraient s'expliquer par plusieurs événements de pollution différents. Ainsi le secteur de Windsor, où les taux de concentration sont particulièrement élevés, pourrait avoir été touché par une autre source de pollution. Par contre, la compilation de tous les profils de sol recueillis nous permet de conclure que s'il ne s'agit pas d'un seul événement, ceux qui nous ont laissé les marqueurs les plus importants, sont survenus à un niveau d'eau semblable. La dernière campagne d'échantillonnage a été menée en rafale, c'est-à-dire, que l'on a procédé à l'échantillonnage des stations dans un petit intervalle de jours, du 5 au 13 septembre 2006. Ainsi, comme le démontre la figure 2.3 la contamination s'est infiltrée dans les sols à la même hauteur, à toutes les stations. À noter que la station STO-13 et STO-14 sont les dernières à avoir été échantillonnées.

Malgré un passé minier important, et la présence des industries papetières, il n'y a pas de pollution systématique de la rivière Saint-François aux autres polluants testés, soit les métaux lourds, les HAP et BPC. Seulement la station de Windsor, STO-15 indique un taux de cuivre et zinc hors norme.

À la lumière de toutes les données obtenues, le secteur en aval de Windsor est clairement problématique. En effet, 7 stations des plus polluées aux hydrocarbures  $C_{10}$ - $C_{50}$  s'y trouvent. Comme les conditions physico-chimiques ne varient pratiquement pas le long de la rivière Saint-François, mais que les taux de contamination sont particulièrement élevés dans le secteur de Windsor, l'hypothèse d'une autre source de pollution que la mine Eustis vient à se poser.

Il faut également noter que ce secteur, mise à part la rivière Massawippi, est le secteur avec la plus grande concentration de stations d'échantillonnage. Les berges de ce secteur sont hautes et sans amoncellement de roches. Il était donc facile d'y faire des profils de sol en profondeur, en creusant perpendiculairement jusqu'à 4 m en partant de la rive. C'est dans un de ces profils que l'on a atteint le taux de contamination le plus



haut, soit 660 mg/kg de matière sèche. Même si le terrain s'y prête moins, il serait intéressant de refaire ce même genre de profils dans les autres secteurs à l'étude, particulièrement le secteur de la rivière Massawippi.

## REFERENCES

**Berryman, D., 1996.** Le bassin versant de la rivière Saint-François: contamination de l'eau par les métaux lourds et certaines substances toxiques organiques. Québec, Ministère de l'environnement et de la faune, 28 p.

**Berryman, D., Primeau, S., Richard, Y. et St-Onge, J., 1996.** Le bassin versant de la rivière Saint-François: État de l'écosystème aquatique et contamination par les substances toxiques. Québec, Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, 47 p.

**Berryman, D., St-Onge, J., Gendron, A. et Brochu, C., 2003.** L'impact d'anciens parcs à résidus miniers sur la qualité de l'eau et les communautés benthiques de la rivière Massawippi et des ruisseaux Eustis et Capel. Québec, Ministère de l'Environnement, 47 p.

**Bubb, J.M. et Lester, J.N., 1996.** Factors controlling the accumulation of metals within fluvial systems. *Environmental Monitoring and Assessment*, **41**, 87-105.

**Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME), 2001.** Canadian-Wide Standards for Petroleum Hydrocarbons (PHC) in soil, 8 p.

**Environnement Canada et Ministère de l'Environnement du Québec, 1992.** Critères intérimaires pour l'évaluation de la qualité des sédiments du Saint-Laurent. Centre Saint-Laurent (PASL), 27 p.

**Lavoie, L., Saint-Laurent, D., St-Laurent, J., 2006.** Analyse pédologique et sédimentologique des sols alluviaux et paléosols des terrasses d'inondation. *Canadian Journal of Soil Science*, 86 p. 813-826.

**McKeague, J.A., 1978,** Manuel de méthodes d'échantillonnage et d'analyse des sols. *Société canadienne de la Science du sol*, (2<sup>e</sup> éd.), Ottawa, 267 p.

**Melanson, M., 2006.** Analyse d'un système de traitement passif pour le site de la rivière Eustis. Centre universitaire de formation en environnement, Université de Sherbrooke. 69 p.

**Mochalova, O.S., Antonova, N.M. et Gurvich, L.M., 2002.** The role of dispersants in the processes of oil transformation and oxidation in aquatic environment. *Water Resources*, **2**, 202-205.

**Ministère de l'Environnement et de la Faune (MEF), 1996.** État de l'écosystème aquatique du bassin versant de la rivière Saint-François: 1991-1995. Direction des systèmes aquatiques, Québec, 11 p.

**Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP), 2001.** Politique de protection des sols et réhabilitation des terrains contaminés. Gouvernement du Québec, [En ligne]. <http://www.mddep.gouv.qc.ca/sol/terrains/politique/resume.htm>

**Ministère du Développement durable, des Parcs et de l'Environnement du Québec (MDDEP), 2002.** Bilan sur les terrains contaminés / Statistiques générales en décembre 2001, [En ligne]. <http://www.mddep.gouv.qc.ca/sol/terrains/bilan-2001/index.htm>

**Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP), 2003.** Guide de caractérisation des terrains - Collection terrains contaminés. Gouvernement du Québec, 130 p., [En ligne]. <http://www.mddep.gouv.qc.ca/sol/terrains/guide/guidecaracterisation.pdf>

**Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP), 2004.** Portrait global de la qualité de l'eau des principales rivières du Québec. Gouvernement du Québec, [En ligne]. [www.menv.gouv.qc.ca/eau/sys-image/global/index](http://www.menv.gouv.qc.ca/eau/sys-image/global/index).

**Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP), 2008a.** Répertoire des dépôts de sols et résidus industriels. [En ligne]. [http://www.mddep.gouv.qc.ca/sol/residus\\_ind/resultats.asp](http://www.mddep.gouv.qc.ca/sol/residus_ind/resultats.asp)

**Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP), 2008b.** Critères de qualité de l'eau de surface au Québec. [En ligne]. [http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/criteres\\_eau/fondements.htm](http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/criteres_eau/fondements.htm)

**Ministère de l'Environnement et de la Faune (MEF), 1996.** État de l'écosystème aquatique du bassin versant de la rivière Saint-François: 1991-1995. Direction des systèmes aquatiques, Québec, 11 p.

**Nikanorov, A.M. et Stradomskaya, A.G., 2003.** Oil products in bottom sediments of freshwater bodies. *Water Resources*, **1**, 98-102.

**Painchaud, J., 2007.** État de l'écosystème aquatique du bassin versant de la rivière Saint-François : faits saillants 2001-2003, Québec, MDDEP, Direction du suivi de l'état de l'environnement, ISBN 978-2-550-49727-1 (PDF), 19 p.

**Saint-Laurent, D. et Hähni, M., 2008.** Crues et inondations majeures des villes de l'Estrie : variations climatiques et modifications anthropiques (Québec, Canada). *Environnement Urbain/ Urban Environment*, **11**, 77-95.

**Saint-Laurent, D. et St-Laurent, J., 2004.** Evaluation of spatial distribution of contaminated sediments in Saint-François terraces, Québec, Canada. In: The 15<sup>th</sup>

Annual Conference of the International Environmetrics Society and the 6<sup>th</sup> International Symposium on Spatial Accuracy Assessment in Natural Resources and Environmental Sciences (abstract and poster, June 28-July 1, 2004, Portland, Maine, USA).

**St-Laurent, J., et Saint-Laurent, D., 2005.** Évaluation des taux sédimentaires et datation des couches de sédiments contaminés en hydrocarbures C<sub>10</sub>-C<sub>50</sub> des rivières Saint-François et Massawippi. ACFAS, 73<sup>e</sup> Congrès, Université du Québec à Chicoutimi, 9 au 13 mai 2005.

**St-Laurent, J., 2006.** Application de la dendrochronologie et de la dendrogéochimie et essai du plomb 210 pour la datation d'événements de contamination des berges des rivières Saint-François et Massawippi aux hydrocarbures (Centre-Sud du Québec). Mémoire, UQTR, Sciences de l'environnement, 102 p.

**Samanta, S.K., Singh, O.M. et Jain, R.K., 2002.** Polycyclic aromatic hydrocarbons: environmental pollution and bioremediation – review. *Trends in Biotechnology*, **20**, (6), 243-248.

**Ross, W.G., 1975.** Three Eastern Townships mining villages since 1863: Albert Mines, Capelton, Eustis. Department of Geography, Bishop's University, Lennoxville, Québec.

**Wilcke, W., 2000.** Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) in soils – a review. *J. Plant nutr. Soil sci.*, **163**, 229-248.

**Yeomans, J.C. et Bremner, J.M., 1988.** A rapid and precise method for routine determination of organic carbon in soil. *Soil Science Plant Annals*, **19**, 1467-1476.

**REMERCIEMENTS**

Les auteurs remercient l'appui financier du Conseil de recherche en Sciences naturelles et Génie, ainsi que les fonds institutionnels de recherche de l'UQTR (FIR). Nous remercions également les étudiants Ariane Drouin et Patricia Duplessis pour leur soutien lors des travaux sur le terrain.

**Tableau 2.1.** Paramètres physico-chimiques des échantillons de sols prélevés aux différentes stations

Station	Secteur	Profondeur de la contamination (cm)	Distance de la berge (m)	C <sub>10</sub> -C <sub>50</sub> (mg/kg)	pH CaCl <sub>2</sub>	C.O. %	Couleur (Munsell) <sub>Z</sub>	Texture
STO-1a	SNI	5 à 10	Variable	<60	-	-	-	Sable
STO-9	SNI	15	1.00	<80	4.40	0.81	10 YR 6.5/2 h	Loam sableux
STO-10	SNI	60	1.80	450	4.22	0.65	10 YR 4.5/1 h	Loam sableux
ILE-2 a	SNI	25	-	<80	-	-	-	Sable et gravier
STO-11	SNI	60	1.00	170	5.08	0.13	10 YR 6/2	Loam sableux
STO-12	SNI	60	1.00	<80	5.40	0.98	10 YR 5/2.5	Loam sableux
STO-13	SNI	50	1.50	<80	4.88	1.14	10 YR 5/1.5	Loam sableux
STO-14	ULV	28	1.50	460	4.88	0.31	10 YR 5/3	Loam sableux
STE-8	ULV	80	1.50	320	-	-	10 YR 5.5/2	Loam sableux
STE-9	RIC	10	2.00	<80	5.24	0.33	10 YR 5/1.5	Loam sableux
ISL-4 a	RIC	Surface	3.67	560	-	2.23	-	Loam sableux
STO-15	RIC	165	4.10	470	5.46	0.66	10 YR 4.5/2	Loam sableux
STO-4 a	WIN	60	2.40	582	-	1.65	-	Loam sableux
STE-10	WIN	55	3.50	<80	5.53	0.75	10 YR 5/1.5	Limon
STE-11	WIN	180	3.70	660	6.50	0.49	10 YR 5/2	Loam sableux
STE-1 a	WIN	32	1.10	340	-	-	10 YR 3/2	Limon
STE-6 a	WIN	5	1.30	<80	-	1.16	10 YR 5/3	Sable
STO-8 a	SHE	3	0.30	<80	4.40	0.81	-	Loam sableux
STO-7 a	LEN	18	0.50	<80	-	1.51	-	Loam sableux
MAS-13 a	EUS	90	3.10	<60	-	1.38	10 YR 4.5/2	Sable loameux
MAS13-2	EUS	95	3.00	87	4.64	0.57	10 YR 3/3	Loam sableux
EUS a	EUS	surface	800	380	-	-	-	Sable

a : Données provenant des stations des campagnes d'échantillonnage de 2003-2004. Z : h = couleur prise à l'état humide

**Tableau 2.2** Concentration des hydrocarbures (C<sub>10</sub>-C<sub>50</sub>) des échantillons de sols prélevés aux différentes stations

Station	Secteur	Projection MTM zone 8		Profondeur de la contamination (cm)	Distance de la berge (m)	C <sub>10</sub> -C <sub>50</sub> (mg/kg)	pH CaCl <sub>2</sub>	C.O. %
STO-1a	SNI	387466	5080295	5 à 10	Variable	<60	-	-
STO-9	SNI	387260	5080261	15	1.00	<80	4.40	0.81
STO-10	SNI	396760	5077559	60	1.80	450	4.22	0.65
ILE-2 a	SNI	399471	5078436	25	-	<80	-	-
STO-11	SNI	398954	5078230	60	1.00	170	5.08	0.13
STO-12	SNI	398464	5075881	60	1.00	<80	5.40	0.98
STO-13	SNI	401252	5080269	50	1.50	<80	4.88	1.14
STO-14	ULV	404066	5064986	28	1.50	460	4.88	0.31
STE-8	ULV	405408	5063205	80	1.50	320	-	-
STE-9	RIC	409694	5059565	10	2.00	<80	5.24	0.33
ISL-4 a	RIC	413592	5054557	Surface	3.67	560	-	2.23
STO-15	RIC	417826	5052053	165	4.10	470	5.46	0.66
STO-4 a	WIN	417826	5052053	60	2.40	582	-	1.65
STE-10	WIN	419220	5051562	55	3.50	<80	5.53	0.75
STE-11	WIN	420769	5049832	180	3.70	660	6.50	0.49
STE-1 a	WIN	420769	5049832	32	1.10	340	-	-
STE-6 a	WIN	424615	5040642	5	1.30	<80	-	1.16
STO-8 a	SHE	405408	5063205	3	0.30	<80	4.40	0.81
STO-7 a	LEN	434709	5026443	18	0.50	<80	-	1.51
MAS-13 a	EUS	431508	5022339	90	3.10	<60	-	1.38
MAS13-2 a	EUS	431508	5022339	95	3.00	87	4.64	0.57
EUS a	EUS	429211	5019886	surface	800	380	-	-

a : Données provenant des stations des campagnes d'échantillonnage de J. St-Laurent (2006).



**Tableau 2.3** Critères génériques pour les sols contaminés – Hydrocarbures C<sub>10</sub>-C<sub>50</sub>

Concentration des hydrocarbures en mg/kg de matière sèche (ppm)			
Hydrocarbures	Classe A	Classe B	Classe C
C <sub>10</sub> -C <sub>50</sub>	<300	300 - 700	700 - 3500

Sources: MDDEP (2003)

**Tableau 2.4** Concentration des métaux lourds, BPC et HAP pour 11 stations d'échantillonnage

Site	pH (CaCl <sub>2</sub> )	COT (%)	As mg/kg	Cd mg/kg	Cr mg/kg	Cu mg/kg	Hg mg/kg	Ni mg/kg	Pb mg/kg	Zn mg/kg	BPC (µg/kg)	HAP (mg/kg)
STO-10	3.91	0.69	16.0	2.9	37	95	0.89	36	55	440	<10	<0.79
STO-11	4.93	0.21	9.5	0.75	26	35	0.17	41	14	100	<10	<0.16
STO-12	5.58	0.94	9.4	0.98	26	30	0.15	40	16	120	<10	<0.07
STO-13	4.89	1.46	15.0	0.71	23	<b>120</b>	0.41	30	30	88	<10	<0.45
STO-14	6.10	0.32	8.7	1.3	24	43	0.17	37	16	140	<10	<0.35
STO-15	5.45	0.41	19.0	4.9	30	<b>130</b>	0.94	44	65	<b>1500</b>	<10	<0.36
STE-1	6.10	0.32	1.6	0.21	17	26	<0.02	26	12	60	<10	<8.70
STE-8	4.49	0.35	12.0	1.0	30	43	0.12	37	22	130	<10	<0.67
STE-9	5.92	0.17	4.9	0.50	23	29	0.34	36	13	75	<10	<0.15
STE-10	5.10	0.58	6.0	0.59	17	30	<0.06	30	10	80	<10	<0.06
MAS-13	5.46	0.12	4.5	0.19	20	63	<0.02	31	16	93	<10	<0.27

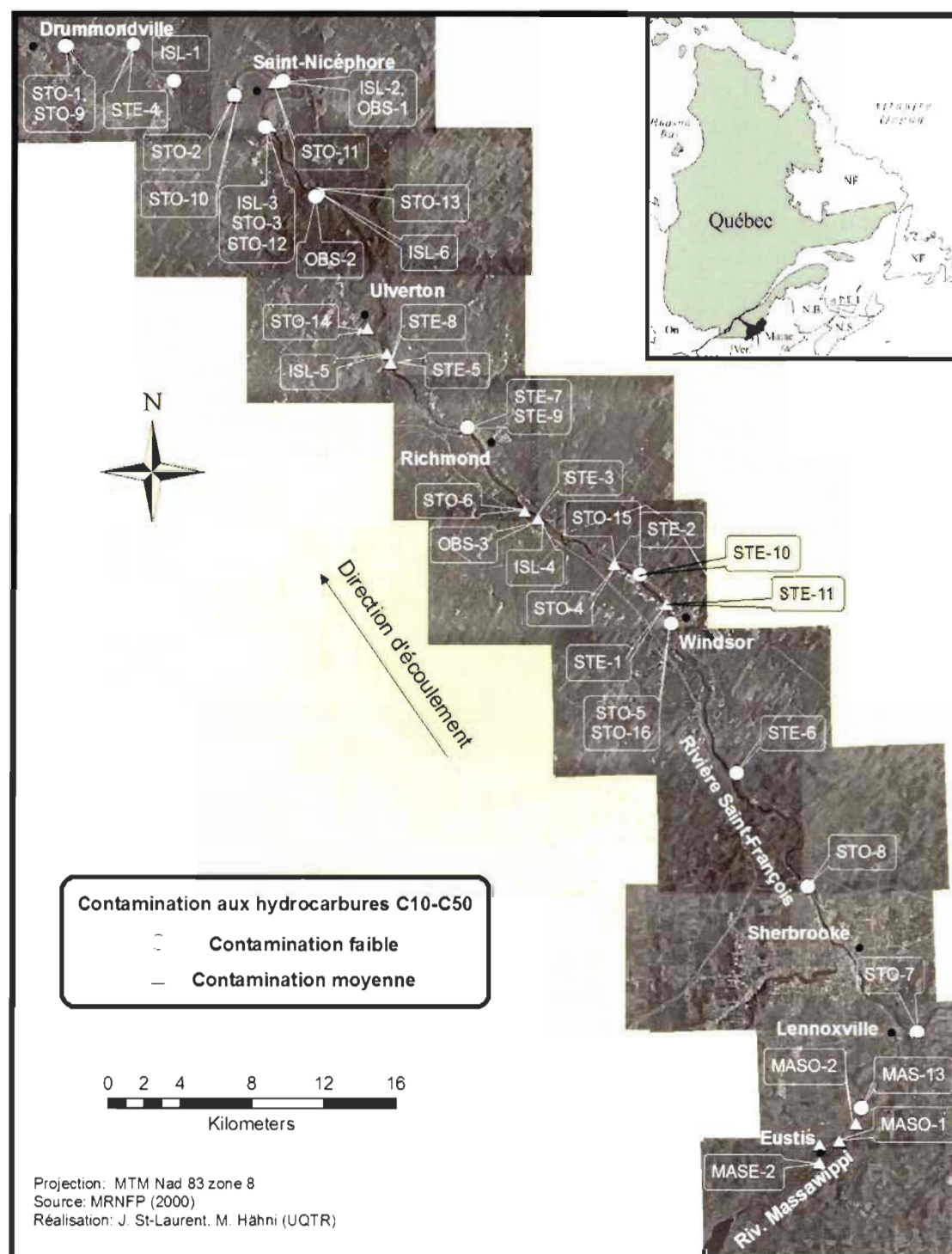
Les valeurs en gras sont classées parmi les classes B ou C selon les critères du MDDEP (2003). Ces échantillons ont été prélevés dans les couches contaminées aux hydrocarbures.

**Tableau 2.5** Teneurs de fond pour les métaux (Région des Appalaches) et critères génériques des sols contaminés

Métaux (mg/kg)	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
Teneurs de fond <sup>1</sup>	15	1,3	75	50	0,2	55	40	130
Critère générique A <sup>2</sup>	6	1,5	85	40	0,2	50	50	110
Critère générique B <sup>2</sup>	30	5	250	100	2	100	500	500
Critère générique C <sup>2</sup>	50	20	800	500	10	500	1000	1500

Sources: MDDEP (2003<sup>2</sup>, 2008a<sup>1</sup>)

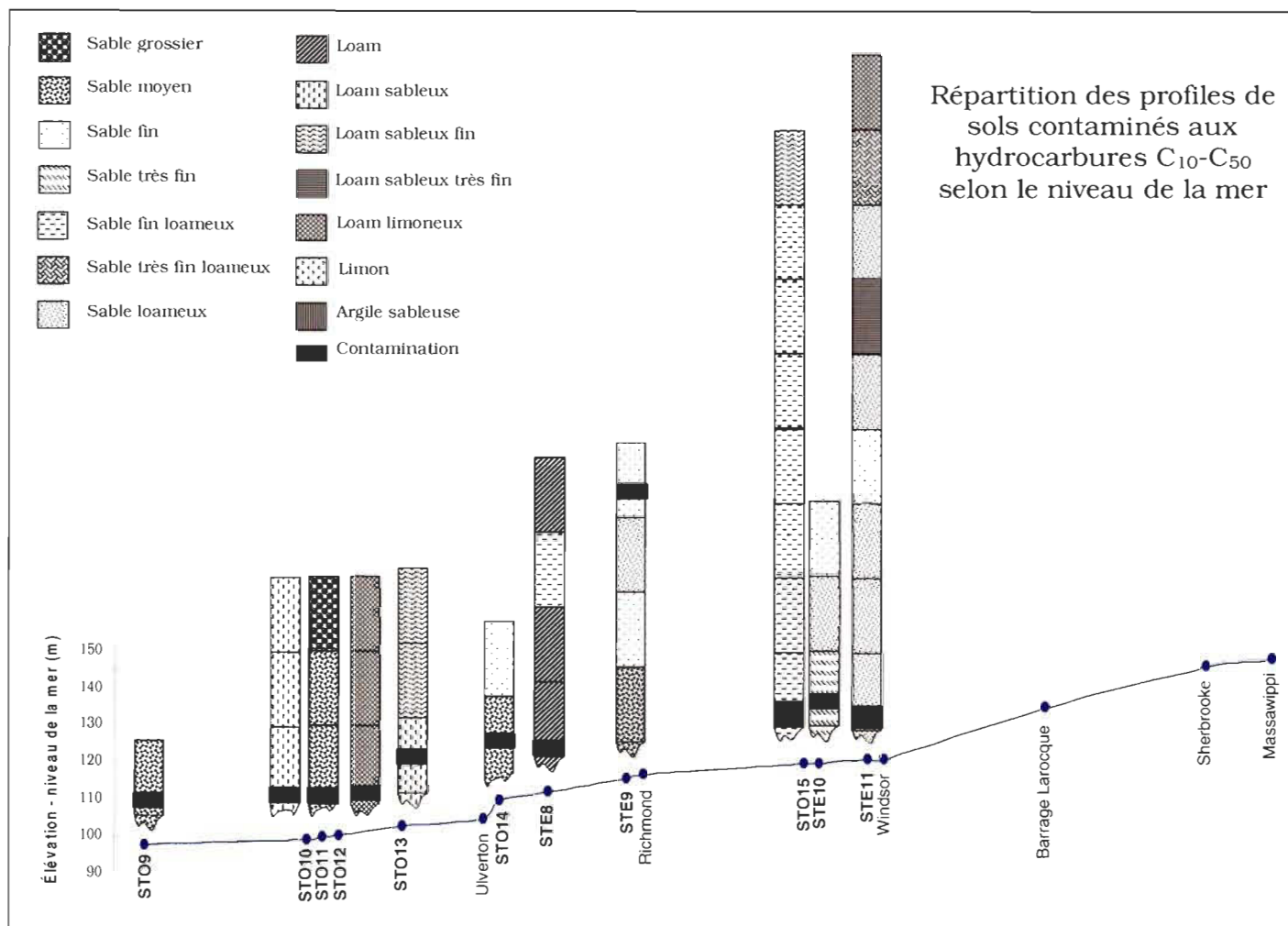
**Figure 2.1** Carte de localisation des stations d'échantillonnage



**Figure 2.2** Sédiments de la berge (rive gauche) de la rivière Massawippi (campagne 2006).



**Figure 2.3** Répartition des couches contaminées aux hydrocarbures C<sub>10</sub>-C<sub>50</sub> dans les profils de sol

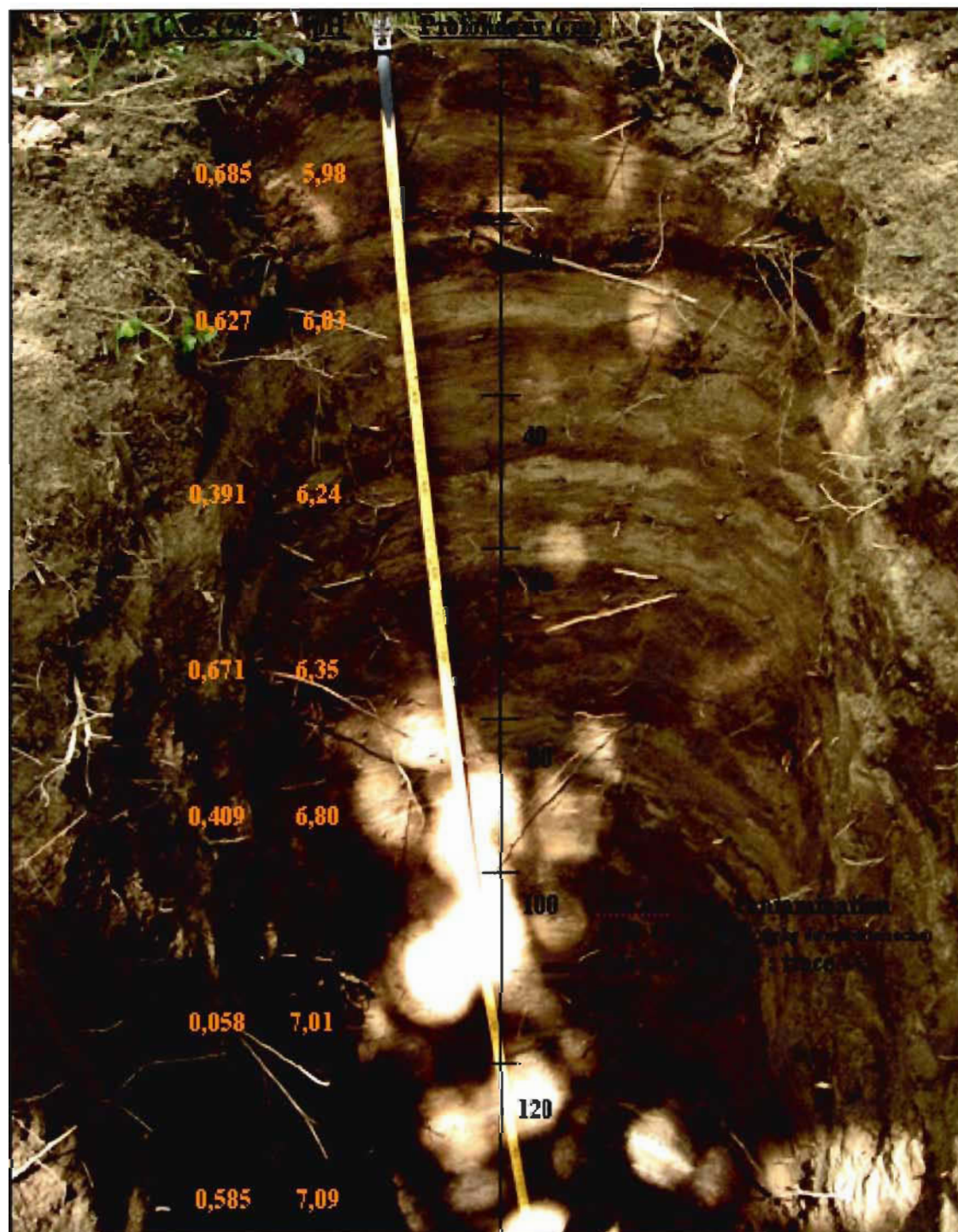




**Figure 2.4** Station STE-11 dans le secteur de Windsor (07/09/2006)

Coupe à 3,70 m de la rive, profondeur de 1,80 m

Contamination aux hydrocarbures  $C_{10}$ - $C_{50}$ : 660 mg/kg de matière sèche



**Figure 2.5** Station STO-15 dans le secteur de Windsor (05/09/2006)

Coupe à 4,10 m de la rive, profondeur de 1,65 m

Contamination aux hydrocarbures  $C_{10}$ - $C_{50}$  : 470 mg/kg de matière sèche





**ANNEXE A : DIRECTIVES AUX AUTEURS DE LA REVUE**  
***ENVIRONMENTS***

***ENVIRONMENTS an interdisciplinary journal- revue d'études interdisciplinaires***

Geography and Environmental Studies, Wilfrid Laurier University  
75 University Ave. W. Waterloo, ON, Canada, N2L 3C5  
Tel: 519-884-0710 x2781 Fax: 519-725-1342

*Guidelines for contributors 2008.03.26*

[www.fes.uwaterloo.ca/research/environments/](http://www.fes.uwaterloo.ca/research/environments/)

*Commentary* – From time to time, *Environments* will ask reviewers or others to comment on individual papers or theme issues that have been accepted for publication. The intention is to enrich discussion by bringing forward additional insights or perspectives in a critical and collegial manner.

**Theme issues**

*Environments* encourages the submission of theme issues that reflect the aims of the journal. These may be submitted as 1-2 page proposals or as a set of completed papers.

**Online publication**

*Environments* is investigating the development of online publication formats. Submission of web-based papers/presentations are welcome.

**Manuscript Submission**

Manuscripts may be submitted at any time to:

Scott Slocombe, Editor, *Environments*

*Electronic submissions are preferred:* [sslocomb@wlu.ca](mailto:sslocomb@wlu.ca)

**Submission format:**

**Text**

Text should use a minimal amount of formatting and should be organized using two levels of headings, with three levels acceptable in some circumstances. Electronic submissions are preferred. These can be emailed as attachments or mailed on disc or CD. Documents in any standard word processing program are acceptable; however, it is preferred that manuscripts be saved in MSWord or a more generic format (such as Rich Text Format).

**Abstract, keywords, author biographies**

Abstracts should be between 200 and 300 words. A list of five key words that best describe the manuscript should also be included. The first page should list the title of the paper, the name, position, and mailing address of each author plus a biographical sketch of about fifty words. Information which identifies the authors should not appear in any other area of the paper. Articles or reviews submitted in French should be accompanied by an English abstract. If possible, articles submitted in English should be accompanied by a French abstract.

## Tables and Figures

Authors are encouraged to illustrate their manuscripts with black and white (grayscale) diagrams, tables, and maps. These should be numbered and titled and should be cited in the text. For initial manuscript submission, simple tables and figures can be embedded in the text of the document. Larger or more complicated tables and figures should be included at the end of the document or in separate documents, with indicators in the text of their approximate location. For initial submission, figures should be in generic formats (such as tiffs, gifs, jpgs, bitmats). For final submission and publication, it will typically be required that all figures be submitted in their native format, including original photos or maps where necessary. All figures will have to be sized, including appropriate type size, to fit the final physical dimension of *Environments*, which has an approximate print area of 5 inches by 8 inches. Tables and figures should generally be prepared in "Portrait" rather than "Landscape" orientation.

## Punctuation and Spelling

The following conventions govern the use of multiple punctuation:

- Commas and periods are always placed within the quotation marks, except when single quotation marks are used to set off special terms.
- Semicolons and colons are placed outside the quotation marks.
- Question marks, exclamation points, and dashes are placed inside the quotation marks when they apply to the quotation only. They are placed outside the quotation marks when they apply to the entire statement.
- When parentheses or brackets are used to enclose an independent sentence, the period belongs inside. If the enclosed matter is part of an including sentence, the period should be placed outside the parentheses or brackets. Spelling will conform to the Oxford Dictionary, but in all other points of style, *A Manual of Style*, University of Chicago Press, Chicago, IL will be the principal manual.

## Citations

Cite references in text by author and date; for example, Hill (1969), (Wong *et al.* 1983) or (Singh and Starr 1990: 314).

At the end of the article, under the title References, list the citations in alphabetical order following the Chicago Citation Style:

- Journal Article: Hill, Amanda G. 1969. Title of paper. *Journal Title* 17(3): 40-58.
- Book: Wong, Alice, Susan Kuzinsky and Archibald Higgens. 1983. *Title of Book*. Toronto, Ontario: Publisher.
- Chapter in Book: Singh, Ravinder and Jenny Starr. 1990. Title of Chapter or Article. In *Title of Book*, A. Wong, S. Adams and A. Higgens, eds. Toronto, Ontario: Publisher.
- Website: Couteau, Michel. 1990. *Title of Website/webpage*. Publisher or host organization. <http://www.address.org/filename.htm> [accessed on: month, day, year].

References should be kept to a minimum rather than maximum.

### **Footnotes**

Footnotes may be used sparingly for clarification of textual material and should be numbered consecutively.

### **Simultaneous Submission**

It is understood that papers submitted to *Environments* have not been previously published nor simultaneously submitted for publication elsewhere. Submissions substantially similar to previously published papers are not acceptable for publication in *Environments*. However, papers based on learned society or a professional conference presentation will be considered for publication.

### **Copyrighted Material**

It is the author's responsibility to obtain permission to reprint any previously published material, including both text and illustrations, from the copyright holder.

### **Manuscript selection and revision**

Each manuscript is evaluated by at least two specialist referees on the basis of the following criteria:

- Is the contribution within the scope of *Environments*' mandate and subject interest?
- Is the problem or issue discussed of significant importance?
- Is the presentation clear and concise?
- Does the information, data, etc., justify the conclusions?
- Are the research methods used appropriate and clearly explained?
- Is sufficient note taken of limitations in methods, techniques, and interpretations?
- Does the manuscript relate its methods and findings to relevant literature in the field?
- If the paper is concerned with questions of policy, does it clearly indicate the evaluative criteria that are used?
- Would the submission be readable and of interest to a broad audience?

Authors will usually be notified within sixteen weeks as to whether their submissions have been accepted for publication. If revisions are requested, the manuscript will be returned to the author along with the anonymous comments of the referees and editorial suggestions. The editors reserve the responsibility for final decisions on manuscript selection and revision.

### **Guidelines to avoid biases in manuscript preparation and evaluation**

*Environments* has adopted guidelines to avoid biases in manuscript preparation and evaluation prepared by the Social Science Federation of Canada or Fédération canadienne des sciences sociales.

*The common good of society depends upon the search for knowledge and its free exposition. Academic freedom is essential to scholarship and research. However, academic*

*freedom carries with it the obligation to use that freedom in a manner consistent with the scholarly obligation to base research on an honest search for knowledge. In the writing and evaluating of scholarly manuscripts, it is important to recognize variables that may contribute to gender-related, ethnic, and racial biases. The following guidelines are intended for the general use of authors and evaluators to avoid potential distortions and misrepresentations in research and research dissemination.*

- 1. Whenever possible and wherever necessary, titles, abstracts, and introductions should indicate clearly and accurately whether the research pertains to men, to women, or to both women and men. References should be made to the ethnic or racial group(s) to which the research pertains.*
- 2. Care should always be taken not to reproduce or to reinforce, in either concept or language, sexist or ethnic/racial stereotypes. Researchers should be aware of such stereotypes, affecting not only their outlooks, but those of their informants.*
- 3. Analytical models and conceptual frameworks derived from single-sex studies should not automatically be generalized to both sexes. The same applies to models derived from studies of different cultures and of different ethnic or racial groups. Conversely, when undertaking empirical studies attempting to draw universal conclusions, research methodologies and instruments should, when possible and if necessary, give equal attention to both women and men and to different socio-cultural groups, so as to allow a possible range of perspectives according to sex differences and cultural/racial origins as well as other factors.*